
***CARTOGRAFÍA DE ESPECIES DE MATORRAL DE LA
RESERVA BIOLÓGICA DE DOÑANA MEDIANTE EL
SISTEMA HIPERESPECTRAL AEROPORTADO
INTA-AHS. IMPLICACIONES EN EL ESTUDIO Y
SEGUIMIENTO DEL MATORRAL DE DOÑANA***

TESIS DOCTORAL

Marcos Jiménez Michavila

Madrid, Mayo de 2011



Universidad Autónoma de Madrid

Facultad de Ciencias Biológicas

Departamento Interuniversitario de Ecología



Universidad Autónoma de Madrid
Facultad de Ciencias Biológicas
Departamento Interuniversitario de Ecología

*CARTOGRAFÍA DE ESPECIES DE MATORRAL DE LA RESERVA BIOLÓGICA DE
DOÑANA MEDIANTE EL SISTEMA HIPERESPECTRAL AEROPORTADO INTA-AHS.
IMPLICACIONES EN EL ESTUDIO Y SEGUIMIENTO DEL MATORRAL DE DOÑANA*

Memoria para optar al grado de Doctor en Ciencias Biológicas (Ecología y Medio Ambiente)
presentada por:

Marcos Jiménez Michavila
Madrid, Mayo de 2011

Este trabajo ha sido co-dirigido por:

Dr Antonio Pou Royo:
Profesor Titular de Ecología
Universidad Autónoma de Madrid,
Departamento Interuniversitario de Ecología

Dr Ricardo Díaz-Delgado:
Responsable Técnico del Laboratorio de SIG y Teledetección (LAST)
Estación Biológica de Doñana
Consejo Superior de Investigaciones Científicas

PREFACIO

La teledetección se ha consolidado como una tecnología de extraordinaria capacidad en el estudio y seguimiento de la cubierta vegetal terrestre. La línea de trabajo de la presente tesis, se enmarca dentro de la aplicación de la teledetección hiperespectral aeroportada en la cartografía de la distribución espacial de especies vegetales. Estas cartografías pueden suponer un gran soporte para la gestión de espacios naturales protegidos.

El Área de Teledetección del Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA) realiza campañas de teledetección aeroportada desde hace tres décadas, y desde el año 2003 se ha especializado en la adquisición y proceso de imágenes hiperespectrales aeroportadas. Soy parte integrante de dicha Área desde al año 1995.

Esta tesis se ha llevado a cabo gracias a la participación del Área de Teledetección en dos proyectos de adquisición de imágenes hiperespectrales aeroportadas sobre El Parque Nacional de Doñana: (1) *“Estudio de los Humedales del Manto Eólico de El Abalario-Doñana a partir de imágenes AHS”* [Antón Pacheco et al, 2005], dirigido por el Laboratorio de Teledetección del Instituto Geológico y Minero de España (IGME); (2) el proyecto del Plan Nacional de I + D + I (2004-2007) *“Reconstrucción histórica de la dinámica de inundación de las marismas de Doñana mediante teledetección”*, dirigido por el Laboratorio de Sistemas de información geográfica y Teledetección de la Estación Biológica de Doñana (LAST-EBD). Los investigadores principales de ambos proyectos, Carmen Antón Pacheco y Javier Bustamante respectivamente, cedieron las imágenes hiperespectrales adquiridas en dichos proyectos.

El planteamiento para la elaboración esta tesis, tuvo en cuenta la posibilidad que el trabajo realizado en la obtención de una cartografía de especies del matorral mediante el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS, pudiera servir de referencia para trabajos similares, y también que tuviera una aplicación en la gestión de las áreas naturales protegidas. Por esta razón, la tesis incluye una primera parte metodológica y descriptiva de la aplicación de la teledetección hiperespectral aeroportada en la obtención cartografías de la distribución espacial de especies vegetales, y muestra, en una parte final, las implicaciones en el estudio y seguimiento del matorral de la de la Reserva Biológica de Doñana.

CARTOGRAFÍA DE AGRADECIMIENTOS

¡!!!!San se acabo¡!!!!, aquí esta la prueba de que se puede realizar una tesis en muchos, muchos, muchos, años dedicándole unas horas a la semana, para a la semana siguiente no poder hacer nada y tener que recuperar todo lo que se había hecho en la siguiente, y claro decías a la mierda ¡!!! Pero hay estaban Amaya, mis Padres, y hermanos, y sobre todo mi tía y mi prima: “*como lo llevas?*”, “*cuando la terminas?*”. Si no hubiera sido por vosotros lo habría dejado todas a toda horas, en todas las semanas.

Sobre todo Amaya, mi vida entera. Muchas, muchas gracias por tanto apoyo, tanta comprensión. Esta tesis, ha sido por obra tuya.

Mucha paciencia han tenido mis dos co-directores, demasiados borradores han tenido que leer. Gracias a Antonio Pou, que me propuso la idea de aplicar el espectrómetro de imagen a la diversidad vegetal, y que siempre tiene buenos planteamientos sobre el método científico. También a Ricardo Díaz-Delgado, Riki, mi otro co-director y amigo desde la carrera. Tiene narices que termine dirigiéndote la tesis el compañero del pupitre de al lado (este mundo es para la gente con inteligencia). Riki, es toda dedicación y practicidad, lo ve todo muy claro.

Muchas gracias a todos mis compañeros del INTA. Alix Fernández Renau, Jefe del departamento de Teledetección del INTA, me ha dado todo su apoyo en insistencia. Muchos no os parecerá apasionante la teledetección aeropotrada, pero os puedo asegurar que hay dos personas: José Antonio Gómez y Eduardo de Miguel que viven para ella. ¡A ver!, tienen familia y amigos, pero la pasión que le ponen al trabajo es impresionante, esta tesis se basa en ellos dos. A Alberto Amaro, que aunque se ha cambiado a la AECID, siempre será intarra, gracias por la ayuda en la revisión. A mi compañero de despacho en el INTA, Oscar. Hemos compartido el café mañanero, poniendo “patas arriba” este país con poco arreglo, es sin duda el mejor calibrador de espectrómetros de imagen del mundo mundial, se aprende con sus charlas sobre precisión en la calibración. En tantos años en el INTA no me puedo olvidar de tantos compañeros del INTA: Manolo, Cristina, Tano, Juanma, Juan Alberto, Guillermo, Juan Gregorio, Rocío, Elena, Antonio, Félix, Ana, y ahora Malena.

También muchas gracias a Patrick y Ángela, que me ayudaron en la espectro-radiometría de campo, Soriguer Paco

Muchas gracias a Carlos Montes e Ignacio del Departamento de Ecología de la UAM, que me ayudaron en el planteamiento para ver las implicaciones en ecología del mapa de especies obtenido por el INTA-AHS.

Muchas gracias a Carmen Antón Pacheco y Javier Bustamante, que cedieron las imágenes hiperspectrales adquiridas en sus proyectos para la realización de esta tesis.



ÍNDICE

RESUMEN

V

INTRODUCCIÓN GENERAL

VII

PARTE I: MARCO METODOLÓGICO PARA EL EMPLEO DE LA TELEDETECCIÓN HIPERESPECTRAL AEROPORTADA EN LA CARTOGRAFÍA DE ESPECIES VEGETALES

CAPÍTULO 1. Teledetección Hiperespectral Aeroportada	3
1.1 Teledetección Hiperespectral.....	3
1.1.1 Plataformas y Espectrómetros de Imagen.....	5
1.1.2 Imagen Hiperespectral.....	8
1.1.3 Reflectancia Espectral.....	10
1.2 Adquisición y Proceso de Imágenes Hiperespectrales Aeroportada.....	11
1.2.1 Imagen Hiperespectral Aeroportada.....	12
1.2.2 Planificación de una Campaña Aeroportada	16
1.2.3 Proceso de Imágenes Hiperespectrales	18
1.3 Metadatos de Imágenes Hiperespectrales Aeroportada.....	21
1.3.1 Iniciativas de Normalización e Interoperabilidad de Datos Geoespaciales.....	22
1.3.2 Calidad de Imágenes de Imágenes Hiperespectrales Aeroportadas.....	25
CAPÍTULO 2. Datos Auxiliares y Bases de la Discriminación de Especies Vegetales	29
2.1 Datos Auxiliares para una Cartografía de Especies Vegetales.....	29
2.1.1 Cartografías de la Zona de Estudio y Formaciones Vegetales.....	30
2.1.2 Muestreos de Vegetación.....	32
2.1.3 Espectro-radiometría de Campo.....	35
2.2 Discriminación de la Respuesta Espectral de Especies Vegetales.....	40
2.2.1 Firma Espectral de la Vegetación.....	40
2.2.2 Bases de la Discriminación de Especies Vegetales a nivel de Dosel.....	44
CAPÍTULO 3. Análisis Sub-Píxel de Imágenes Hiperespectrales mediante Desmezcla Espectral	49
3.1 Hacia un Análisis Sub-Píxel de Imágenes de Teledetección.....	49
3.2 Firma Espectral del Píxel: Proceso de Mezcla.....	51
3.2.1 Modelos de Mezcla.....	52
3.2.2 Respuesta Espacial del Sensor.....	54
3.2.3 Efecto Adyacencia de la Atmósfera.....	55
3.3 Algoritmos de Desmezcla Espectral.....	56
3.3.1 Análisis Lineal de Mezclas Espectrales (ALME).....	58
3.3.2 <i>Multiple Endmember Spectral Mixture Analysis</i> (MESMA).....	60
3.4 Validación de Cartografías de Especies Vegetales.....	62
3.4.1 Medidas Exactitud Temática.....	63

PARTE II. CARTOGRAFÍA DE ESPECIES DEL MATORRAL DE LA RESERVA BIOLÓGICA DE DOÑANA MEDIANTE EL SISTEMA HIPERESPECTRAL AEROPORTADO INTA-AHS

CAPÍTULO 4. El Matorral de la Reserva Biológica de Doñana. Datos Auxiliares y Librería

Espectral	71
4.1 El Matorral de Doñana.....	71
4.1.1 Parque Nacional de Doñana.....	71
4.1.2 Zona de Estudio: <i>Arenas Estabilizadas</i> de la Reserva Biológica de Doñana.....	74
4.1.3 Comunidades de Matorral.....	76
4.2 Datos Auxiliares sobre las <i>Arenas Estabilizadas</i> de la Reserva Biológica de Doñana.....	81
4.2.1 Cartografías de la RBD.....	81
4.2.2 Muestreo del Matorral.....	82
4.2.3 Espectro-radiometría de Campo.....	87
4.3 Librería Espectral de las Especies Dominantes del Matorral de Doñana.....	91
4.3.1 Firma Espectral de Especies del Matorral.....	91
4.3.2 Evaluación de la Separabilidad Espectral.....	93
4.4 Resultados y Conclusiones.....	99

CAPITULO 5: Imágenes Hiperespectrales Aeroportadas INTA-AHS 111

5.1 Datos INTA-AHS.....	111
5.1.1 Sistema Hiperespectral Aeroportado INTA-AHS.....	111
5.1.2 Campañas de Vuelos.....	112
5.1.3 Proceso de Imágenes	113
5.1.4 Calidad de Imágenes.....	116
5.2 Capacidad del Sistema INTA-AHS para la discriminación de Especies Vegetales.....	118
5.2.1 Simulación de Radiancias en el Sensor.....	119
5.2.2 Capacidad del Sistema INTA-AHS para la discriminación de Especies de Matorral de Doñana.....	122
5.3 Resultados y Conclusiones.....	127

CAPÍTULO 6: Cartografías de las Especies Vegetales Dominantes del Matorral de Doñana 135

6.1 Generación de la Cartografía de Especies Vegetales.....	135
6.1.1 Preparación del Análisis Lineal de Mezclas Espectrales (ALME).....	135
6.1.2 Evaluación de las Fuentes de Incertidumbre.....	138
6.1.3 Aplicación de Procedimiento Nominal	141
6.2 Validación de la Cartografía del Matorral.....	144
6.2.1 Exactitud frente a Parcelas de Campo.....	145
6.2.2 Exactitud frente a otras Cartografías.....	145
6.2 Resultados y Conclusiones.....	147

PARTE III. IMPLICACIONES ECOLÓGICAS DE UNA CARTOGRAFÍA DE “EXPLICITA” DE LAS ESPECIES DEL MATORRAL DE LA RESERVA BIOLÓGICA DE DOÑANA

CAPÍTULO 7: Estudio de la Estructura y Funcionamiento del Matorral de Doñana	165
7.1 Heterogeneidad Estructural y Funcional de las Comunidades Vegetales.....	165
7.2 Estudio de la Estructura de las Comunidades Vegetales.....	168
7.2.1 Estudio de la Estructura de las Comunidades de Matorral de Doñana.....	169
7.3 Estudio de la Funcionalidad de Comunidades Vegetales.....	174
7.3.1 Patrón Espacial de los Tipos Funcionales del Matorral de Doñana.....	175
7.4 Estudio de los Servicios de Comunidades Vegetales.....	180
7.4.1 Patrón Espacial de los Servicios del Matorral de Doñana.....	181
CAPÍTULO 8: Protocolo de Seguimiento de Matorral de Doñana	182
8.1 Seguimiento de la Distribución Espacial de Especies Vegetales mediante Teledetección.....	187
8.1.1 Bases de un Programa de Seguimiento mediante Teledetección.....	189
8.2 Protocolo de Seguimiento del Matorral de la RBD mediante THA.....	193
8.2.1 Perturbaciones sobre el matorral de Doñana.....	195
8.2.2 Propuesta de Protocolo de Seguimiento de Matorral de Doñana.....	200

PARTE IV. RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Resultados Finales.....	208
Discusión.....	218
Conclusiones Finales.....	220

PARTE V. ANEXOS Y REFERENCIAS

Anexo I: Teoría de la Radiometría.....	225
Anexo II: Características de Sensores.....	227
Anexo III: Requisitos de Usuario de Imágenes Hiperespectrales Aeroportadas.....	230
Anexo IV: Estadillo de Muestreo de Recubrimiento de especies de matorral.....	231
Anexo V: Radiómetros de Campo. ASD FieldSpec3.....	232
Anexo VI: Sistema Hiperespectral Aeroportada INTA-AHS.....	234
Anexo VII: Proceso de Imágenes INTA-AHS.....	238
Anexo VIII: Metadatos.....	244
Lista de Figuras.....	248
Referencias.....	253
Recursos de Internet.....	259

RESUMEN

La toma de decisiones y los planes de gestión de áreas naturales protegidas, pueden verse facilitados si se dispone de diagnósticos fiables sobre el estado de los ecosistemas y los servicios que éstos proporcionan. En este sentido, una cartografía de la distribución espacial explícita de las especies vegetales, es una información que puede suponer un extraordinario soporte para el estudio y seguimiento de las comunidades vegetales de ecosistemas terrestres. La teledetección hiperespectral aeroportada es actualmente la herramienta con mayor capacidad y operatividad para realizar este tipo de cartografías.

En el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la Reserva Biológica de Doñana, se desarrollan comunidades de matorral pirófito que han sustituido de manera mayoritaria al matorral “noble” y los bosques originales de alcornoque (*Quercus suber*) y sabinas (*Juniperus phoenicea ssp. turbinata*). La cartografía de las especies de matorral de Doñana ha sido llevada a cabo mediante el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS.

En esta tesis se han recopilado las metodologías y estándares más recientes sobre proceso, análisis y metadatos de imágenes hiperespectrales y datos auxiliares, para determinar un procedimiento general de la obtención de cartografía de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada. Aplicando este procedimiento se ha generado la cartografía de especies dominantes del matorral de la Reserva Biológica de Doñana, utilizando el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS. Uno de los datos auxiliares de mayor importancia es una librería espectral de estas especies dominantes realizada con espectro-radiometría de campo. Mediante la firmas de reflectancia espectral de las especies vegetales se estimó su separabilidad espectral, teniendo en cuenta la variabilidad intra-específica y la similitud inter-específica. Aplicando el algoritmo de desmezcla espectral *Multiple Endmember Spectral Mixture Analysis* (MESMA), que es una extensión del Análisis Lineal de Mezcla espectral (ALME) se ha estimado el recubrimiento en cada píxel de la imagen de las especies dominantes del matorral de Doñana.

Se ha mostrado el potencial de los mapas de distribución a nivel de especie en el estudio de la funcionalidad y los servicios de los ecosistemas. Se ha definido un protocolo para el seguimiento de la distribución espacial de las especies dominantes del matorral de Doñana mediante el sistema INTA-AHS.

INTRODUCCIÓN GENERAL

Las propiedades de los ecosistemas como productividad, intercambio de nutrientes y energía, se ven influenciados por las características funcionales de los organismos presentes, y la abundancia de éstos a lo largo del espacio y el tiempo [Hooper et al, 2005]. La estructura y composición de las comunidades vegetales están en un continuo cambio marcado por el clima y las perturbaciones [Blonden y Aronson, 1999]. Cuando las tendencias de modificación son negativas o las tasas de transformación son muy altas, los cambios que se producen en las comunidades vegetales pueden ser irreversibles. A su vez, estos cambios pueden ocasionar alteraciones en los beneficios y servicios que los ecosistemas terrestres proporcionan a la humanidad [Millennium Ecosystem Assessment, 2005].

La capacidad de identificar los lugares dónde se están produciendo los cambios negativos y las tasas con las que están aconteciendo, tiene cada vez una mayor relevancia [Pannetta and Lewis, 2005]. Los organismos internacionales, europeos, y españoles, encargados de la gestión y conservación de áreas naturales protegidas, ven prioritario el establecimiento de programas de seguimiento ecológico a largo plazo sobre las formaciones vegetales [Schmeller, 2008]. A escala local, se requiere de datos con gran detalle y espacialmente explícitos sobre el estado de los hábitats [Schmidtlein et al, 2004].

La teledetección es la mayor fuente de información espacial sobre el estado de las superficies naturales [Lewis, 2002], la ecología ha incorporado la teledetección en una gran variedad de estudios y aplicaciones [Kerr y Ostrovsyky 2003]. En los últimos 30 años, los sistemas de observación de la Tierra [EOS por *Earth Observation Systems*] han alcanzado un gran papel en el estudio de la estructura y el funcionamiento de las formaciones vegetales. Su capacidad para cartografiar la distribución de algunos de sus parámetros bio-físicos, permite realizar un seguimiento espacialmente explícito del estado de la vegetación y su diversidad [Carter, et al 2005; Andrew y Ustin, 2008].

Importancia del Estudio y Seguimiento de la Distribución Espacial de Especies Vegetales

El conocimiento de la distribución espacial de la cubierta vegetal en los ecosistemas terrestres está determinado de manera usual a nivel de comunidad. Su patrón espacial es fruto de la heterogeneidad de los factores ambientales, procesos de competencia con otras comunidades, y de las perturbaciones históricas y existentes [Magurran, 2004]. Ahora bien, las comunidades

vegetales son entidades sujetas a una considerable variabilidad en su composición a lo largo del ecosistema [Westoby y Wrigth, 2006]. La presencia y abundancia de las especies integrantes puede variar debido a los gradientes ambientales y las diferentes capacidades de las propias especies [Shimper, 1898], y también a sus tasas de reproducción y crecimiento [Hubbel, 2001]. En muchos casos, aunque las comunidades son claramente reconocibles en campo, no es sencillo reconocer los bordes que delimitan las diferentes comunidades. La transición entre dos comunidades puede ser continua, con la aparición, de manera gradual, de individuos de las especies de la comunidad vecina [Schmidtlein et al, 2004].

La posibilidad de cartografiar la flora a nivel de especie de manera espacialmente explícita, es decir, identificando la localización de poblaciones de cada especie a lo largo de una extensión espacial determinada, permite establecer el patrón de la distribución de las especies vegetales y por ende, el patrón de diversidad de las comunidades vegetales. En las últimas décadas, se ha puesto de manifiesto la necesidad de producir cartografías de vegetación detallada como elemento prioritario de gestión en algunos enclaves naturales, puede suponer una herramienta de considerable refuerzo para la gestión de los ecosistemas y la preservación de la diversidad biológica [Schmidt y Skidmore, 2003]. El estudio y seguimiento de la distribución espacial a nivel de especie, puede proporcionar nuevas oportunidades de investigación en conservación, biología de la evolución, y la ecología de comunidades [Chambers, et al 2007].

Las áreas naturales protegidas son reductos para la conservación de la biodiversidad. En ecosistemas terrestres, estas áreas cubren en la actualidad un 11.5% de la superficie de la Tierra, siendo de un 12.1% en el caso de España [EUROPARC, 2009]. Un seguimiento ecológico a largo plazo de la presencia y abundancia de las especies vegetales más representativas o dominantes de manera espacialmente explícita, junto con factores ambientales como la climatología, la calidad del aire, o la abundancia de herbívoros, entre otras, proporciona información para determinar las relaciones entre estos factores y la abundancia de especies vegetales. Este patrón, a su vez, permite establecer las relaciones con los procesos ecológicos y el funcionamiento del ecosistema a diferentes escalas, así como, profundizar en el conocimiento de las implicaciones de la heterogeneidad del paisaje y la dinámica de las perturbaciones. De la misma manera, el seguimiento a largo plazo del estado y tendencias de esta distribución es importante para comprender los efectos y eficacia de las diferentes medidas de gestión implementadas. Muchas de las políticas de gestión de los enclaves naturales se toman sin una información previa de la tendencia ni del estado y condición de los ecosistemas [Schmeller, 2008].

De manera más concreta, este tipo de cartografías pueden ser muy convenientes para la detección y seguimiento de especies invasoras, especies amenazadas o en peligro de extinción, y especies clave¹.

La detección temprana y el levantamiento de cartografías periódicas de las especies invasoras, forman parte de la gestión y preservación de las comunidades vegetales autóctonas. Se requiere de exhaustivos programas sistemáticos de seguimiento para detectar la invasión de especies, los métodos tradicionales de seguimiento son costosos y extensos en el tiempo. Una actuación similar se requiere para especies vegetales amenazadas o peligro de extinción. La localización, estudio y seguimiento de sus reductos más importantes, va a permitir la implementación de medidas de gestión que aseguren su permanencia y futuro desarrollo.

Las distintas especies vegetales que forman parte de una comunidad atesoran diferentes caracteres fisiológicos y morfológicos. Estos caracteres aportan particulares capacidades funcionales, por un lado, de colonización y dispersión [Díaz et al, 2006], y por otro de resiliencia frente a las perturbaciones [Díaz-Delgado et al, 2002]. La funcionalidad de los ecosistemas, su capacidad de proporcionar servicios, y su relación con la biodiversidad y el bienestar humano, supone el marco conceptual de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA) [Millennium Ecosystem Assessment, 2005]. Por lo tanto, la identificación, localización y seguimiento de las especies clave para el funcionamiento de los ecosistemas, es un requisito fundamental para los planes de conservación en espacios naturales protegidos, como indicadoras de procesos subyacentes.

Aplicación de la Teledetección Hiperespectral Aeroportada para la Cartografía de Especies Vegetales.

Los métodos convencionales para elaborar cartografías de vegetación comprenden: estudios bibliográficos, registros históricos de herbarios, cuestionarios, fotografía aérea y muestreos de campo. Estos métodos pueden ser inviables sobre áreas de difícil acceso [Campbell, 1991; Dean, 2007], o suponer trabajos de campo prohibitivamente costosos en tiempo y dinero sobre áreas muy extensas [Everitte et al, 1995]. Los métodos tradicionales de campo sólo pueden abarcar zonas pequeñas o representativas de una formación vegetal concreta. Aunque sus datos puntuales son muy exactos, la extrapolación espacial puede ocasionar errores en

¹ Las especies clave son aquellas que sus efectos competitivos y sobre la diversidad biológica son relativamente importantes en relación a su biomasa [Davic, 2003]

estimación de la distribución [Barnnet et al, 2007, Rew et al, 2006]. Esta dificultad ha llevado a la búsqueda de métodos más eficientes y menos costosos en tiempo como la teledetección.

La teledetección aplicada en la observación de la Tierra, emplea sensores y antenas embarcados en plataformas espaciales o aéreas que registran la energía electromagnética adquiriendo imágenes de la superficie terrestre. Estas imágenes proporcionan datos cuantitativos y espacialmente continuos, idóneos para el estudio de ecosistemas terrestres y marinos, con escalas espaciales y temporales mayores a las adquiridas en campo. En el caso de la cubierta vegetal, las imágenes permiten realizar un estudio espacial de los tipos de formaciones vegetales y de su condición fisiológica.

Misiones² históricas desde satélite destinadas al estudio de los recursos naturales como: NOAA [1], LandSat [2], SPOT [3], MODIS [4], MERIS [5], etc., disponen de sensores multiespectrales³ en la región del espectro óptico (0.35 a 2.5 μm) que han contribuido a la estimación a escala global de parámetros de la vegetación tales como: índice de área foliar (LAI por *Leaf Area Index*), [Hazarika et al, 2005; Zang et al 2007]; biomasa [Kimball et al 2000; Schaepman et al, 2007]; contenido de nitrógeno en dosel [Ollinger and Smith, 2005], fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (FAPAR por *Fraction Absorbed Photosynthetically Active Radiation*); contenido de agua y productividad primaria [Running et al, 2000]. En la actualidad, se desarrollan sistemas de observación muy especializados encaminados a una prospección de propiedades específicas de la vegetación como: sistemas *Light Detection and Ranging* (LIDAR) para estimar la estructura vertical [Riaño et al, 2007], o *Fluorescence Experiment* (FLEX) sistemas de detección de fluorescencia [Moreno et al, 2008].

En los estudios sobre diversidad vegetal, donde se tiene que estimar la composición de las especies integrantes de las comunidades, las imágenes de los sistemas multiespectrales tienen limitaciones. La configuración espectral y espacial⁴ con las que están diseñados les permite discriminar entre formaciones vegetales pero no entre diferentes especies [Carter et al, 2005]. El desarrollo reciente de imágenes de alta resolución espacial desde satélite, ha supuesto un avance de la teledetección en el análisis y seguimiento de la biodiversidad. Estas imágenes de píxeles entre 2 y 5 m, como de los sistemas IKONOS [6], Quickbird [7], y

² Una misión de teledetección consta de instrumentación, diseño experimental, recogida y proceso de datos. El segmento tierra se ocupa del control del satélite y de la recepción, proceso y archivo de sus datos. El segmento vuelo consta de una "nave" y de los instrumentos que forman la carga útil o de pago de la misión.

³ Los sensores multiespectrales son radiómetros óptico-electrónicos que registran pocos canales y con anchos espectrales mayores a 50nm.

⁴ Los conceptos de configuración espectral y espacial de los sistemas de teledetección se repasan en el Anexo II.

Orbview-3 [8], han obtenido resultados satisfactorios en especies de gran porte y zonas de poca diversidad, como bosques templados y boreales [Nagendra y Rocchini, 2010]. Para zonas más heterogéneas o de alta diversidad como el matorral mediterráneo o bosques tropicales, las imágenes hiperespectrales de alta resolución espacial son las idóneas para estudios y seguimiento de sus formaciones vegetales [Nagendra y Rocchini, 2010]. De las técnicas de teledetección existentes, la que mejor permite un estudio y seguimiento de la distribución espacial de las especies vegetales de los ecosistemas terrestres es la teledetección hiperespectral [Ollinger y Smith, 2005; Ustin et al, 2010].

La teledetección hiperespectral realiza una adquisición simultánea de muchas imágenes en porciones estrechas y continuas del espectro electromagnético, ofreciendo así un incremento en el número de bandas, en comparación con las ofrecidas por los sensores multispectrales [Kruse, 1998]. Este alto número de bandas faculta a estos sistemas para aumentar la capacidad de discriminación entre cobertura vegetales, y aporta la capacidad de estimar la composición de materiales en el terreno a nivel sub-píxel [Boardman, 1998].

La teledetección hiperespectral es una tecnología todavía en evaluación y desarrollo. Desde satélite en la actualidad existen dos sensores hiperespectrales: Hyperion [9] de la *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) con el sensor hiperespectral instalado a bordo del satélite EO-1 lanzado en 2000, *Compact High Resolution Imaging Spectrometer* (CHRIS) [10] de la *European Space Agency* (ESA) a bordo del PROBA lanzado en 2001. Ambas han permitido una valoración de sus capacidades para aplicación y sus necesidades operativas. La iniciativa más reciente es del Gobierno Alemán que lanzará en el año 2015 la misión hiperespectral *Environmental Mapping and Analysis Program* (EnMAP) [11]. Otros sistemas planificados para ser puestos en orbitas en los próximos años son: la iniciativa italiana Hyperspectral Precursor of the Application Mission (PRISMA) [12] y HypsIRI de la NASA [13].

Desde sensores aeroportados la capacidad operativa se ofrece a escala local y regional, pero destaca su capacidad de experimentación que permite el desarrollo de nuevas aplicaciones y nuevas capacidades en el estudio de la estructura de los ecosistemas [Moreno et al, 2001]. La teledetección aeroportada es la fuente de datos hiperespectrales más importante en la actualidad, está sirviendo para el diseño de misiones espaciales, alcanzando niveles muy prometedores en la discriminación de especies de las cubiertas vegetales.

Con el desarrollo de la teledetección hiperespectral se han ido alcanzando cada vez mejores resultados en la cartografía de especies. La Tabla 1 presenta algunos de los trabajos de cartografías de especies vegetales más recientes y con mejores resultados, llevados a cabo mediante sensores hiperespectrales desde plataformas aeroportadas y espaciales.

Tabla 1.- Referencias de trabajos sobre cartografías de especies vegetales mediante sensores hiperespectrales aeroportados

Formación vegetal	Referencia
Herbáceas	Parker Williams et al, 2002 ; Carter et al , 2005; Miao, et al, 2006; Underwood, 2007; Mundt et al, 2005; Andrew et al, 2008
Matorral	Drake et al, 1999; Roberts et al, 1998; Underwood 2003; Denninson et al, 2003; Dehann, et al 2007
Arbolado	Gong et al, 1997; Martin et al, 1998; Cochrane, 2000; Aspinall, 2002; Kokaly, 2003; Clark et al, 2005; Asner, 2006; Asner et al, 2008; Lucas et al, 2008; Zhang et al, 2006; Kalacksa et al, 2007.
Zonas áridas	Asner, 2003, 2005; Lewis, 2000; Lewis et al, 2001; Okin et al, 2001
Humedales	Silvestri et al, 2003, Schmidt y Skidmore, 2003; Harris, 2008; Lucas, 2008, Kooistra et al, 2008 ; Hamada et al, 2007 ; Hestir, et al, 2009 ; Wang et al, 2007
Sumergidas Costa	Fyfe, 2003 ; Brando ??? Kempeners et al, 2005

La serie de trabajos de la Tabla 1 ha ido abriendo camino en el conocimiento de la aplicación de imágenes hiperespectrales en la cartografía de especies. La imagen de teledetección hiperespectral es sensible a la cobertura de los doseles de las plantas pero no al número de individuos [Asner, 1998; Carter et al, 2005]. La heterogeneidad de la estructura de muchas de las comunidades requiere de imágenes de alta resolución espacial (≤ 5 m). La discriminación de las especies en la mayoría de las formaciones vegetales es complicado, al tener entre ellas valores de reflectancia similar y una la variabilidad es alta [Lucas et al, 2008]. La identificación de los individuos de cada especie y al grado de complejidad de la cobertura de la comunidad condiciona el éxito de la cartografía que se va a realizar. En muchas formaciones vegetales especies no se pueden llevar a cabo su cartografía de distribución espacial mediante imágenes por ser indistinguibles entre las especies integrantes [Underwood y Ustin, 2010]. La diferenciación puede ser mejor en una época donde las condiciones ambientales sean más favorables. También son determinantes las características del sensor hiperespectral.

Los sistemas hiperespectrales están en continuo desarrollo, mejorando sus capacidades espaciales, espectrales, radiométricas y temporales con el objetivo de realizar estudios más detallados sobre la cobertura y estado de las formaciones vegetales. El establecimiento de un programa de seguimiento ecológico a largo plazo de la distribución espacial de especies vegetales mediante la aplicación efectiva de la teledetección hiperespectral aeroportada, requiere de un protocolo⁵ que proporcione información periódica para detectar dónde se producen los cambios de composición de especies y cuál es la tasa de estos cambios. Este protocolo debe estar basado en el conjunto, a su vez, de otros protocolos y procedimientos a seguir en cada elemento o paso que forma parte de la realización de este tipo de cartografías.

⁵ Se entiende aquí por protocolo como una secuencia de procedimientos y reglas estandarizadas para llevar a cabo un experimento. [EUFAR]

Este seguimiento requiere de la adquisición de datos mediante procedimientos repetibles y estandarización⁶ que aseguren una comparación consistente y con un coste mínimo de manera eficiente.

Cartografía del Matorral de Doñana mediante el Sistema Hiperespectral Aeroportado (INTA-AHS)

El Parque Nacional de Doñana es uno de los espacios naturales protegidos más extensos y relevantes de Europa y del ámbito Mediterráneo. Alberga un mosaico de ecosistemas con una biodiversidad única. De entre los hábitats presentes, el matorral que se desarrolla en el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* juega un papel ecológico fundamental como protector de suelo y regulador hídrico [Soriguer et al, 2003]. En la actualidad el matorral más extendido lo forma un matorral serial pirófito pionero, en detrimento del bosque mediterráneo originario de sabinars (*Juniperus phoenicea subs turbinata*) y alcornocales (*Quercus suber*), existentes en la actualidad aunque de manera escasa. De manera relicta queda conservado en las zonas más húmedas parte del este denominado “matorral noble”, formado por especies esclerófilas de gran porte como lentiscos, madroño y piruétanos.

A día de hoy, diferentes medidas de gestión sobre la Reserva Biológica de Doñana como: las repoblaciones de pino piñonero y eucaliptos, los desbroces llevados a cabo en el Plan del Manejo del Lince y las extracciones masivas del acuífero de Doñana, afectan a dichas formaciones originarias y al matorral actual, y se ve necesario realizar un seguimiento de sus poblaciones para la planificación de estrategias de conservación [Cobo García et al, 2002]. Para este seguimiento es fundamental un conocimiento de los patrones de distribución espacial de las comunidades y especies presentes, como extrapolación y seguimiento en un ecosistema amplio y de difícil movilidad y accesibilidad como son los "cotos" de Doñana. Para formar parte de un programa de seguimiento ecológico de la distribución espacial, se tienen que evaluar los sistemas hiperespectrales disponibles, ver su capacidad de estudio y sus capacidades operativas.

En España, sólo en el Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA) y el Instituto Cartográfico de Cataluña (ICC) figuran como centros operadores de referencia en teledetección hiperespectral aeroportada. Los organismos gestores de áreas naturales protegidas, las universidades y otros centros de investigación del CSIC, que suponen los usuarios de imágenes hiperespectrales, pueden acceder a sensores hiperespectrales existentes

⁶Estandarización en cuanto a publicación de normativa que se utilice como referencia, comparación y consulta, para reglamentar aspectos técnicos de los procedimientos.

mediante la iniciativa europea *European Facility For Airborne Research and Transnational* EUFAR, pero sólo en pequeños proyectos de investigación que no tengan carácter operacional.

El Área de Teledetección del INTA ofrece a la comunidad científica el servicio de adquisición y preparación de las imágenes del sensor del sensor hiperspectral aeroportado (AHS por *Airborne Hyperspectral Scanner*). El sistema hiperspectral aeroportado INTA-AHS es uno de los sensores más operativos en Europa, es uno de los sensores de uso más extendido en el ámbito europeo participando desde el año 2004 en proyectos nacionales e internacionales de teledetección. También desde el año 2004 forma parte del sistema de simulación y validación de futuras misiones de la ESA, SPECTRA Barrax Campaign-2004 SPARC-2004 [14], The SENTinel-2 and FLuorescence EXperiment SEN2FLEX-2005 [15], (CarboEurope, Flex and Sentinel-2) CEFLES-2007, [16].

Para formar parte de un programa de seguimiento de la distribución espacial del matorral de Doñana, se tiene que evaluar sus capacidades en cartografía de especies vegetales. En esta tesis se va a estimar la aplicabilidad del sensor INTA-AHS en la cartografía de las especies dominantes que conforman el matorral de Doñana. La ecología y distribución del matorral ha sido ampliamente estudiada en la zona de las *Arenas Estabilizadas* pertenecientes a la Reserva Biológica de Doñana [Muñoz Reinoso, 2001], sirviendo de referencia para los resultados mediante el sensor hiperspectral aeroportado.

Objetivos y Organización de la Tesis

El objetivo principal de esta tesis es acercar la teledetección hiperspectral aeroportada a los organismos de investigación en ecología y gestores de espacios protegidos. Se pretende facilitar el uso de las imágenes hiperspectrales, y en concreto el sistema hiperspectral INTA-AHS, para realizar este tipo de cartografías para que puedan formar parte de programas de seguimiento ecológico a largo plazo de la distribución espacial de especies vegetales.

La Figura 1 muestra un esquema con la organización de las partes en las que esta divide esta tesis, en función de los objetivos concretos que se han abordado:

- En la PARTE I se recopilan los procedimientos y estándares en teledetección hiperspectral aeroportada disponibles, con el objetivo de establecer un procedimiento general para la aplicación de las imágenes hiperspectrales en la cartografía de especies vegetales.
- En la PARTE II se aplica el procedimiento establecido en la parte I, para realizar la cartografía de las especies dominantes del matorral del ecosistema de las *Arenas*

Estabilizadas de la Reserva Biológica de Doñana mediante el sistema de teledetección hiperespectral aeroportada INTA-AHS.

- En la PARTE III se muestran las implicaciones en el estudio y el seguimiento de comunidades vegetales de disponer de una cartografía como la generada en la parte II. También se propone un protocolo de seguimiento de la distribución espacial de especies vegetales mediante el sistema hiperespectral INTA-AHS.

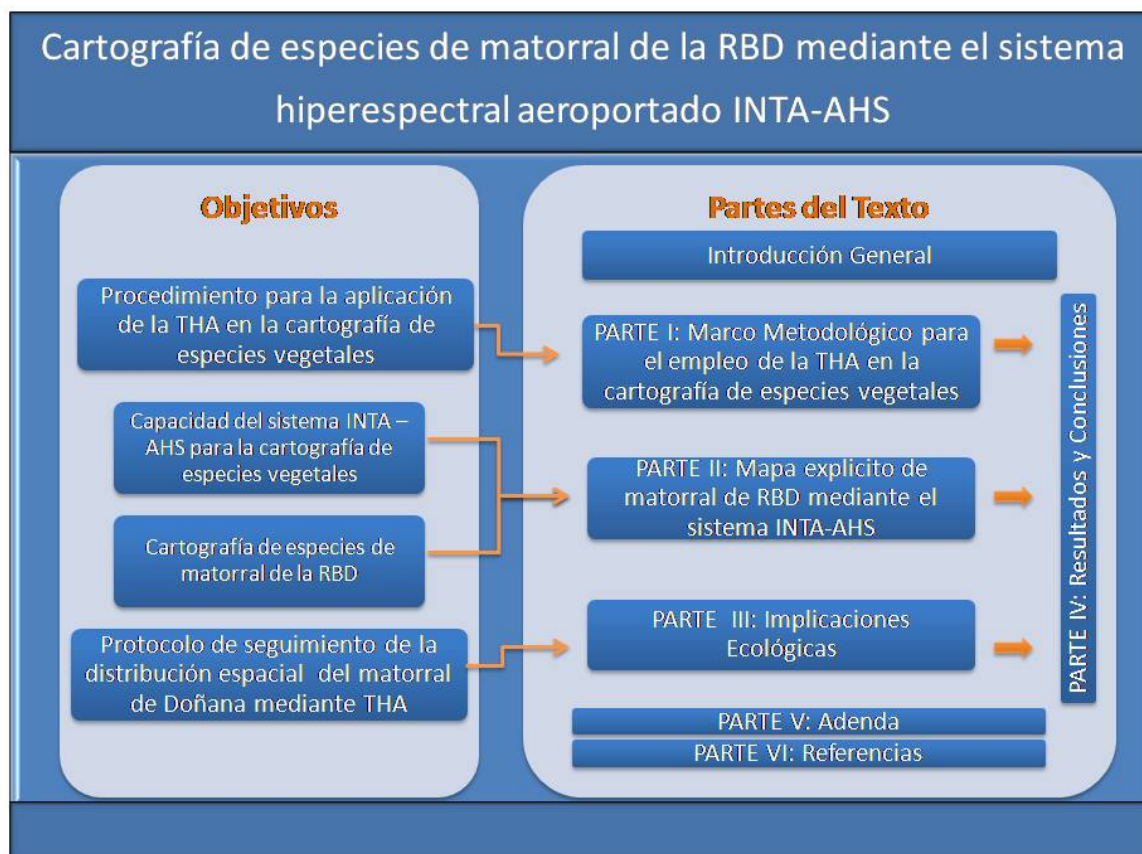


Figura 1.- Organización y objetivos de la tesis

PARTE I

MARCO METODOLÓGICO PARA EL EMPLEO DE LA TELEDETECCIÓN HIPERESPECTRAL AEROPORTADA EN LA CARTOGRAFÍA DE ESPECIES VEGETALES

La realización de cartografías de la distribución espacial de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada, está basada en la coordinación de dos organismos o instituciones. Por un lado, un centro operador de teledetección aeroportada encargado de adquirir y preparar las imágenes hiperespectrales. Estos centros normalmente son institutos nacionales de la administración, pero en la actualidad también han aparecido empresas privadas con esta capacidad. Por otro lado, un organismo conocedor de los ecosistemas presentes en la zona de estudio y de sus comunidades vegetales, encargado de suministrar datos auxiliares para generar y analizar la cartografía. Este organismo puede ser el usuario final de la cartografía, como en el caso de instituciones gestoras de espacios naturales protegidos, pero también universidades o centros de investigación que actúen como intermediarios. La coordinación entre ambos organismos es fundamental para llevar a cabo la cartografía, normalmente el organismo usuario es desconocedor de las técnicas de teledetección y el centro operador es desconocedor de las peculiaridades de la zona de estudio y de los aspectos ecológicos de las comunidades vegetales..

Basado en las unidades que Kerekes y Baum [2005] determinan para evaluar la viabilidad de las imágenes hiperespectrales aeroportadas en aplicaciones medioambientales, la Figura 2 esquematiza las tres unidades necesarias para la realización de una cartografía de la distribución espacial de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada

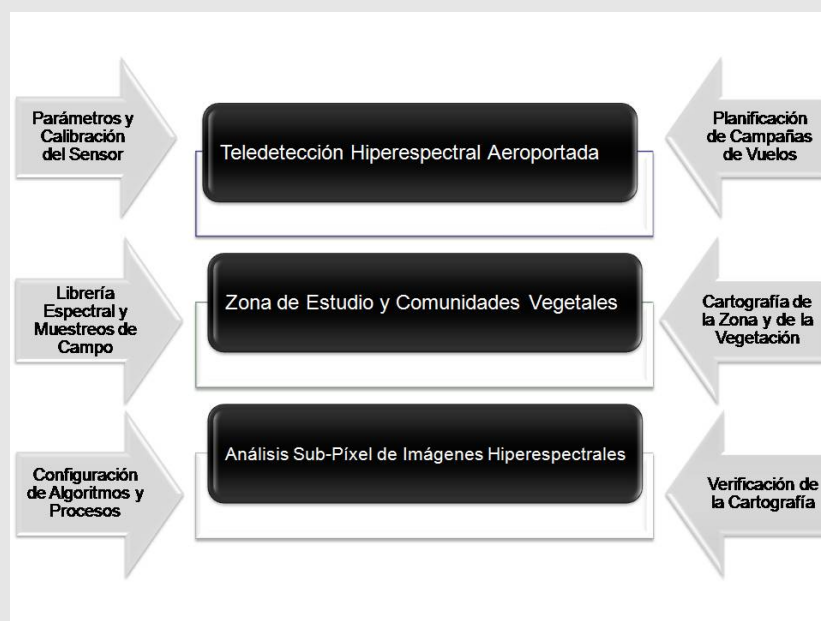


Figura 2.- Unidades necesarias para la generación de una cartografía de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada [adaptado de Kerekes y Baum, 2005].

Esta parte de la tesis está dividida en tres capítulos que profundizan en cada una de las unidades y determinan sus procedimientos y metodologías más comunes y estándar: el capítulo 1 introduce los aspectos más relevantes de la teledetección hiperespectral aeroportada, mostrando los sistemas existentes, las características de los sensores, y las bases de la adquisición y procesos de imágenes; el capítulo 2 describe la serie de datos auxiliares necesarios sobre la zona de estudio, y los procedimientos para evaluar la separabilidad espectral de las especies vegetales consideradas; el capítulo 3 muestra los algoritmos que permiten el análisis de las imágenes hiperespectrales a nivel sub-píxel y los procedimientos de verificación de la cartografía.

CAPÍTULO 1.

Teledetección Hiperespectral Aeroportada



La teledetección estudia las relaciones entre la energía electromagnética y las propiedades físicas y químicas de materiales y superficies [Lillesand et al, 2008]. Los diversos sensores (radiómetros, espectro-radiómetros, antenas, etc.) y plataformas (satélites, aviones, etc.) que se han desarrollado y puesto en servicio para la observación de la Tierra, han permitido definir distintas técnicas de teledetección que amplían, de manera exponencial, su capacidad para el estudio y seguimiento de los procesos de la superficie y atmósfera terrestre a multitud de escalas espaciales y temporales. Entre las diferentes técnicas existentes, la teledetección hiperespectral aeroportada muestra las mayores capacidades de estudio y seguimiento del estado y distribución de las formaciones vegetales a una escala espacial local y regional [Ustin et al, 2004]. En la actualidad, supone la técnica de teledetección idónea para la elaboración de cartografías de la distribución espacial de especies vegetales [Nagendra y Rocchini, 2010].

Este capítulo muestra las metodologías de adquisición y proceso de imágenes hiperespectrales aeroportadas. Las bases más generales sobre la teledetección se pueden consultar en bibliografía de uso común como: Schowengerdt [2007]; Richards [2006]; y Chuvieco [2008]

1.1. Teledetección Hiperespectral

La teledetección hiperespectral, también llamada espectrometría de imagen, aúna la ciencia de la espectrometría⁷ junto con las bases de la formación de imágenes de teledetección. En el marco de la teledetección hiperespectral se diseñan sistemas de observación de la Tierra, con una gran capacidad para la identificación y cuantificación de materiales líquidos, sólidos, y gases [Clark et al, 1996]. El investigador pionero y uno de los mayores impulsores de esta tecnología A. Goetz, la define como: “*Adquisición de imágenes con muchas bandas*

⁷ La espectrometría es la ciencia dedicada al estudio de la interacción de la energía electromagnética con la materia en función de la longitud de onda.

espectrales⁸ estrechas y continuas, de manera que cada píxel de la imagen representa una firma de reflectancia o emitancia espectral⁹”.

La teledetección hiperespectral fue desarrollada durante la década de 1980 por científicos de la *National Aeronautics and Space Administration* (NASA), con el objetivo de mejorar las cartografías geológicas planetarias. La región del espectro electromagnético¹⁰ donde principalmente se ha centrado el diseño de instrumentación, es dentro del denominado “espectro óptico¹¹” que cubre las longitudes de onda de 0.35 a 13 μm . Aunque en los últimos años los sensores diseñados para la parte del “espectro térmico” (2.5-13 μm), han sido muy perfeccionados [Gillespie et al, 1998], los mayores avances se han llevado a cabo dentro del “espectro solar” (0.35- 2.5 μm). Debido al enorme potencial de la teledetección hiperespectral, su uso se ha extendió a multitud de aplicaciones en el ámbito militar y sobre todo medioambiental. En la Tabla 1.1 se destacan algunos de los trabajos más recientes sobre diversas disciplinas dedicadas al estudio de los recursos naturales.

Tabla 1.1.-Aplicaciones de teledetección hiperespectral sobre estudios de los recursos naturales		
Disciplina	Aplicación	Referencias
Geología y Suelos	Cartografía geológica	Clark et al, 1996; Kruse et al, 1993; Van der Meer, 2004; Ben Dor et al, 2003.
	Exploración mineralógica Suelos	Ma, 1998; Kruse, 2002; Chabrilat, 2002. Ben-dor 1998; Dehaan, 2002; Palacios-Orueta, 1998.
Agricultura	Agricultura de precisión	Staenz, 1998; Zarco Tejada, 2005
	Detección de especies Estado bioquímica de cultivos	Borregaard, 2000; Kneubühler, 2001; Goel 2003. Blackburn, 1999; Lobell, 2003; Haboudane, 2004
Limnología y Oceanografía	Cartografía de constituyentes de agua	Fraser, 1998; Kallio, 2003; Melack, 2001
	Cartografía calidad de aguas Cartografía de especies subacuáticas	Ruiz Verdu, 2003; Kneubühler, 2006; Guiardino, 2007 Albertranza, 1999; Williams, 2003; Brando, 2008
Medioambiente	Contaminación de suelos	Kruse, 1996; Lavesque, 2000; Kooistra, 2003
	Contaminación	Cloutis, 1994; Khm, 2004;
Ecología	Cartografía de especies vegetales	Clark, 1995; Curran 2000; Goodenough, 2003; Ustin et al, 2004
	Daños y estrés en la vegetación	Curtis 1999; Asner, 2000.
	Bioquímica de las plantas	Asner, 1998; Zarco Tejada, 2001.

Los elementos de un sistema de teledetección hiperespectral quedan esquematizados en la Figura 1.1, y son:

- El sensor o **espectrómetro de imagen** a bordo de una **plataforma** aérea o espacial.
- La **imagen hiperespectral** formada sobre la zona de estudio.
- La **firma espectral** de cada píxel de la imagen.

En los siguientes apartados se profundiza en cada uno de los elementos.

⁸ Los conceptos de banda espectral y de píxel se explican en el Anexo II

⁹ La reflectancia y emitancia espectral se definen en el punto 1.1.3

¹⁰ El espectro electromagnético está definido en la Tabla 4 en el Anexo I

¹¹ El espectro óptico, térmico y solar se definen en el Anexo I

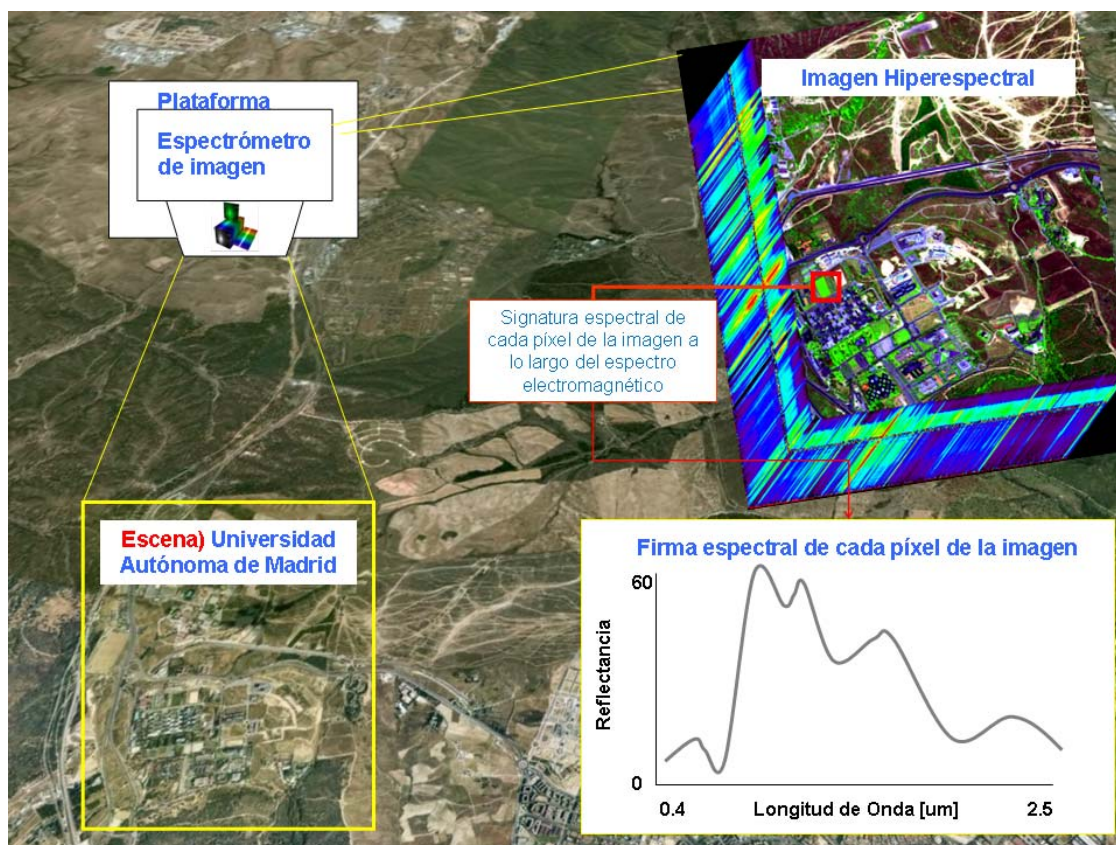


Figura 1.1.- Concepto de Teledetección Hiperespectral: Imagen adquirida por el sistema hiperespectral aeroportado (INTA-AHS¹²) sobre la Universidad Autónoma de Madrid, 4 de julio de 2008, (En el marco del proyecto ESA DESIREX [9]).

1.1.1. Plataformas y Espectrómetros de Imagen

La plataforma es la encargada alojar el sensor y colocarlo en la posición y orientación deseada para poder observar el objeto en estudio. Para formar la imagen hiperespectral, la señal electromagnética proveniente de la superficie terrestre es muestreada en el dominio¹³ espacial, espectral, radiométrico, y temporal, por un sensor que escanea el terreno a bordo de una plataforma que avanza cubriendo el área de estudio. Las características del sensor, explicadas en detalle en el Anexo II, y de la plataforma determinan la cobertura y resolución del muestreo en los distintos dominios, y con ello las propias características de la imagen hiperespectral.

¹² El sistema hiperespectral aeroportado INTA- AHS se describe en el capítulo 5 y en el Anexo VI.

¹³ Las características espaciales, espectrales, radiométricas y temporales de los sensores se explican en el Anexo II

La teledetección hiperespectral, como cualquier otra técnica de teledetección, utiliza diversos tipos de plataformas: (1) espaciales como los satélites artificiales; (2) aéreas como aviones, globos, helicópteros, y en la actualidad aviones no tripulados (UAV por *Unmanned Aerial Vehicle*); (3) terrestres como grúas y trípodes. Los sensores instalados en cada tipo de plataforma, se tienen que construir de manera optimizada para las condiciones de altura y velocidad sobre el terreno.

Los satélites artificiales para la observación de la Tierra existen desde el año 1960, superando en la actualidad el centenar de sistemas en activo. Cualquier satélite artificial tiene que orbitar por encima de 150 km, puesto que por debajo de esta cota el rozamiento atmosférico dificulta la permanencia del satélite en órbita. El entorno en el que operan estas plataformas se caracteriza por un nivel alto de radiación y una densidad baja de partículas. La alta radiación es un factor que limita la vida útil de un sistema de observación entorno a los 5 años. La baja densidad de partículas facilita unas condiciones idóneas de observación, la plataforma es muy estable y con velocidad constante, con sólo pequeñas maniobras correctoras se puede mantener la órbita deseada. El almacenaje de las imágenes adquiridas por los sensores instalados, y la transmisión a estaciones de seguimiento terreno, evoluciona con los avances continuos de la electrónica y la informática. Este almacenaje y transmisión, tiene una elevada demanda, en el caso de sensores hiperespectrales, debido al enorme volumen de datos. Esta es una de las razones por el que las misiones hiperespectrales desde satélite están todavía en fase experimental.

Los aviones operan a cotas entre 300 y 20000 m sobre el nivel del mar, a partir de 4000 m se denominan “aviones de cota alta”. Estas aeronaves deben estar presurizadas, la instalación del sensor debe ser hermética tanto respecto al interior de la aeronave como respecto al exterior, requiriendo, en ambos casos, de soluciones técnicas diferentes a las exigidas para aviones de “cota baja”. Los vuelos de “cota alta” producen mayor estabilidad, pero en cambio los tránsitos a las zonas de estudio son más lentos. En zonas de estudio de poca extensión, como por ejemplo de 5 km x 5 km, los helicópteros son plataformas muy versátiles en su manejo, y esto las hacen muy idóneas. Pero son los aviones las plataformas más utilizadas en teledetección aérea, por su mayor autonomía de vuelo y capacidad de instalación de instrumentación.

Las plataformas terrestres son utilizadas para una observación en campo cercano y muchas veces estática. Su uso se destina principalmente en la espectro-radiometría de campo, esta tecnología se describe en el capítulo 2.

Los espectrómetros formadores de imagen son los sensores más empleados en teledetección hiperespectral. Son sensores óptico-electrónicos que registran la radiación proveniente de los objetos en muchas, estrechas, y continuas regiones espectrales. Interponen

entre el haz de luz incidente y los detectores, elementos dispersores como prismas, rejillas de difracción, o filtros.

Para formar la imagen, el sensor escanea la superficie en el eje perpendicular al avance de la plataforma. La Figura 1.2 muestra los dos tipos de escaneo más usuales en el diseño de espectrómetros de imagen [Schowengertd, 2007]: (a) sistemas *pushbroom* o sensores de empuje, dotados de un *array* o conjunto de detectores alineados y situados en el plano focal de la óptica, sobre los que se proyecta toda una línea de terreno; (b) sistemas *whiskbroom* o sensores de barrido, que registran la línea de terreno mediante un dispositivo mecánico situado en el sistema óptico, típicamente un espejo rotatorio.

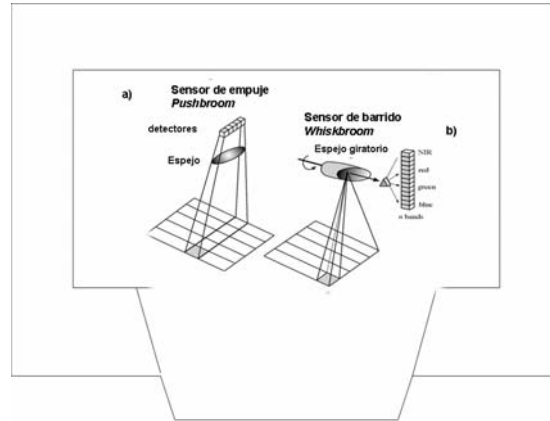


Figura 1.2.- Modos comunes de adquisición para espectrómetros de imagen. a) Pushbroom; b) Whiskbroom.

Las características espaciales y espectrales de los espectrómetros de imagen, están sujetas a la ley de la conservación de la energía. Los fotones entrantes sólo pueden ser utilizados en mejorar una característica, teniendo que modificar la otra. Los canales de los espectrómetros se diseñan para captar intervalos espectrales muy estrechos (FWHM por *Full Wid Half Maximun*), entorno a los 10 o 15 nm. Cuanto más estrecho se requiere determinar el canal espectral, menor será la cantidad de energía disponible para el proceso de digitalización de la señal analógica. Para aumentar la entrada de fotones en estos canales, se puede aumentar el tiempo de observación o el ángulo de apertura, denominado campo de visión instantáneo (IFOV por *Instantaneous Field Of View*), pero perdiendo resolución espacial al tener un tamaño de píxel mayor.

Para independizar la resolución radiométrica del nivel energético de las superficies observadas, se diseñan sensores con ganancia seleccionable en el proceso de la digitalización. Se aplican ganancias altas para superficies poco reflectivas (Ej. agua), o ganancias bajas para superficies altamente reflectivas (Ej. arena de playa).

Los primeros espectrómetros formadores de imagen como el *Airborne Imaging Spectrometer* (AIS) [Vane y Goetz, 1984], o el *Airborne Visible Infrared Imaging Spectrometer* (AVIRIS) [Green et al, 1998], se embarcaron en plataformas aeroportadas a

partir del año 1982. En la Tabla 1.2 se muestran algunas de las misiones espaciales y aeroportadas con los sensores hiperespectrales más empleados.

Tabla 1.2.- Características de sensores hiperespectrales aeroportados y de satélite						
Instrumento Constructor / Año	Tipo	Nº bandas Cobertura espectral	Anchos de banda	Resolución radiométrica	FOV IFOV	Cobertura espacial Tamaño de píxel
AEROPORTADOS						
AHS (Argonst, 2003)	whiskbroom	80 0.4 - 13 μm	VIS 30 nm SWIR 15 nm TIR 200 nm	12 bits	90° 2.5 mrad	2 - 5 km 2.5 - 7 m
AVIRIS (JPL, 1989)	whiskbroom	224 0.4 - 2.5 μm	10 nm	12 bits	34° 1 mrad	2 - 11 km 2 - 20 m
CASI-550 (ITRES, 1990)	Pushbroom	288 0.4 - 1.05 μm	2.4 nm	14 bits	40° 1.34 mrad	0.5 - 1.5 km 0.5 - 2.5 m
CASI-1500 (ITRES, 2008)	Pushbroom	288 0.4 - 1.05 μm	2.4 nm	14 bits	40° 0.49 mrad	0.5 - 2.5 km 0.5 - 2.5 m
SASI-600 (ITRES, 1990)	Pushbroom	100 0.95 - 2.5 μm	15 nm	14 bits	40° 1.2 mrad	0.5 - 1.5 km 0.5 - 2.5 m
HYMAP (IS, 1990)	whiskbroom	128 0.4 - 2.5 μm	10 - 20 nm	16 bits	61° 2.5 mrad	2 - 4 km 2 - 6m
EAGLE (AISA, 2005)	Pushbroom	244 0.4 - 0.97 μm	2.5 nm	12 bits	37° 0.7 mrad	0.5 - 4 km 0.5 - 4.5m
HAWK (AISA, 2005)	Pushbroom	254 0.97- 2.4 μm	6.5 nm	12 bits	24° 0.7 mrad	0.5 - 4 km 0.5 - 4.5m
SEABBAS (AC, 2004)	Pushbroom	128 2.5-5.2 7.5-13 μm	50 nm	14 bits	7° 1.1 mrad	2 - 4 km 2 - 6m
ARES (IS, DLR , 2012)	whiskbroom	158 0.4 - 12 μm	15 nm 150	16 bits	65° 2 mrad	2 - 5 km 2.5 - 7 m
APEX (ESA, CH, BE, 2010)	Pushbroom	313-500 0.4 - 2.5 μm	10 nm	16 bits	28° 0.5 mrad	0.5 - 1.5 km 0.5 - 2.5 m
SATÉLITE						
CHRIS (SIRA, ESA, 2001)	Pushbroom	19-62 0.4 - 1.0 μm	1.25-11 nm	14 bits	1.20° 0.041 mrad	13 km 25 -50
HYPERION (TRW, E0-1, NASA, 2000)	Pushbroom	220 0.4 - 25 μm	10 nm	12 bits	0.63° 0.043 mrad	7.5 km 30 m
ENMAP (DLR, 2015)	Pushbroom	232 0.43- 2.5 μm	5- 10 nm	16 bits	2.63° 9.5 arc sec	30km 30m

1.1.2. Imagen Hiperespectral

La imagen hiperespectral es uno de los datos geo-espaciales más voluminosos y complejos que se procesa en la actualidad. Se alcanzan, de manera normal, volúmenes de ficheros entre 3 a 5 *GigaBytes*, debido a sus numerosos canales espectrales. Requiere, por tanto, de sistemas de proceso y almacenamiento de altas prestaciones. En la actualidad, este condicionante se ha minimizado gracias al avance en los desarrollos de equipos informáticos, estos equipos tienen normalmente la capacidad suficiente para procesar este tipo de imágenes.

Un factor determinante en el proceso de la imagen, es el formato de grabación de los datos y de la información auxiliar (datos GPS, coeficientes de calibración, etc.). De nuevo, para optimizar la complejidad existente, los constructores de los espectrómetros de imagen

desarrollan formatos específicos, denominados “formatos propietario”. Estos formatos, se transforman a formatos estándar mediante aplicaciones específicas desarrolladas por los propios fabricantes. Para datos de imagen, es decir de los valores digitales, lo más usual es proporcionar formatos estándar en imágenes de teledetección, que únicamente se diferencian en el modo de almacenar los píxeles registrados; almacenados línea a línea de imagen (BIL por *Band Interleaved by line*), almacenados píxel a píxel (BIP por *Band Interleaved by Pixel*), almacenados banda a banda (BSQ por *Band Sequential*). Respecto a los datos auxiliares, es más usual proporcionar ficheros de texto en formato *ASCII* separado por tabulaciones o comas (CSV por *Comma Separated Value*).

La Figura 1.3 muestra un ejemplo de imagen hiperespectral, en ella se puede observar la prospección que realiza sobre el terreno. La dimensión espacial en X es obtenida mediante el escaneo del espectrómetro, la dimensión espacial Y por el avance de la plataforma. La dimensión espectral Z, es obtenida por la diferente longitud de onda.

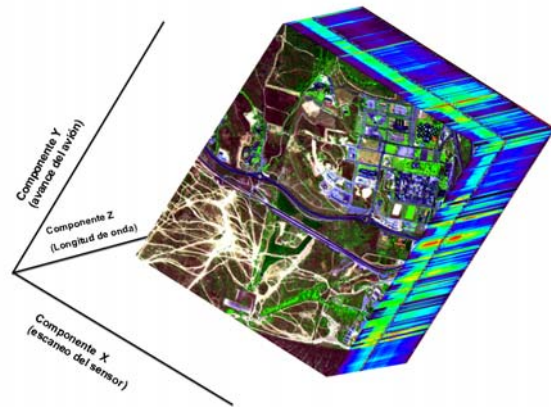


Figura 1.3.- Componentes X,Y,Z de una imagen hiperespectral (ejemplo tomado de la Figura 1.1).

Para las imágenes hiperespectrales, como cualquier otro dato de teledetección, se demanda una metodología rápida y accesible que permita visualizar, procesar y analizar su información espacial, espectral y radiométrica. Desde el comienzo de la teledetección, se ha asistido a un desarrollo paralelo de *software* comercial de tratamiento de imágenes, que aglutina una serie de herramientas de visualización y análisis reconocidas en la actualidad como productos de referencia. De estos *software* destacan; Geomatica-PCI [17] y ERDAS IMAGINE [18], y sobre todo ENVI [19], creado bajo una completa filosofía de proceso de imágenes hiperespectral.

1.1.3. Reflectancia Espectral

La reflectancia de un objeto, se define como el cociente adimensional entre la radiancia¹⁴ espectral reflejada y la radiancia espectral incidente. Los dos dominios fundamentales de la reflectancia son el espectral y el angular.

En la Figura 1.4 se representa el dominio espectral de la reflectancia. Es el valor de la reflectancia a lo largo de la longitud de onda, también se denomina “firma espectral”. La firma espectral de cualquier material se caracteriza, en un primer término, por su amplitud o albedo, es decir, por los niveles de reflectancia altos o bajos. En un segundo término se caracteriza por su forma, es decir, por la existencia de “bandas de absorción”.

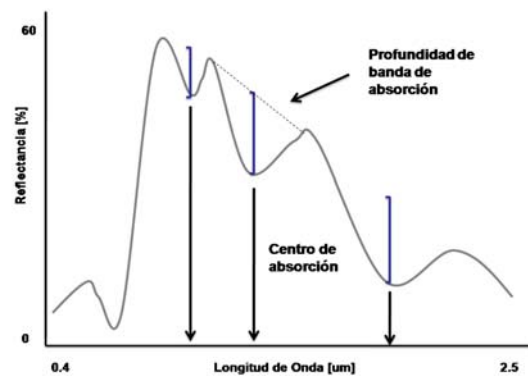


Figura 1.4.- Firma de reflectancia espectral de la vegetación. Región del espectro solar [0.4 – 2.5 μm].

La forma está determinada por ciertas regiones espectrales donde, de manera característica, un material absorbe selectivamente los fotones incidentes, estas regiones se denominan “bandas de absorción” [Van der Meer, 2004]. Estas bandas pueden ser de anchura variable, de 20 a 100 nm, y son debidas básicamente a dos procesos: (1) cambios energéticos por transiciones electrónicas que tiene lugar en regiones de alta energía, como las que exhiben las plantas en longitudes de onda del visible (0.4 a 0.7 μm); (2) vibraciones en los enlaces que tienen lugar en regiones de menor energía, como las que exhiben los minerales en longitudes de onda del infrarrojo medio (2 a 2.5 μm). La gráfica de la Figura 1.4 muestra la firma espectral del césped de un campo de deportes. Esta firma espectral presenta un valor máximo de 60% en reflectancia y unas bandas de absorción por la presencia de agua en las hojas, en longitudes de onda centradas en 960 nm, 1300 nm y 1800 nm. En el capítulo 2 se profundizó sobre la firma espectral de la vegetación.

El dominio angular, supone el grado de isotropía¹⁵ en la respuesta radiométrica de las superficies naturales debido a su composición y rugosidad. En determinadas superficies o materiales, la energía incidente sobre una superficie no es reflejada en todas las direcciones en la misma proporción. Nicodemus [1982] profundizó en el desarrollo de la función

¹⁴ La radiancia espectral esta descrita en el Anexo I.

¹⁵ La isotropía es la característica de los cuerpos cuyas propiedades físicas no dependen de la dirección.

bidireccional de distribución de reflectancia (BRDF por *Bidirectional Reflectance Distribution Function*), que determina las propiedades reflectivas de una superficie en todos los ángulos de incidencia y ángulos de salida. La manera teórica de medir la BRDF, sería estimando la respuesta en todos ángulos sólidos para la entrada y salida en un mismo instante [Milton, 1987]. La imposibilidad de medirla en la práctica, hace recurrir a una medida simplificada pero que describa la reflectancia angular, como es el factor de reflectancia bidireccional (BRF por *Bidirectional Reflectance Factor*). EL BRF se mide comparando la radiancia espectral de la superficie frente a la radiancia espectral de un panel de referencia que sea lambertiano¹⁶ y 100 % reflectante. La mayoría de la instrumentación utilizada en teledetección mide el valor de la *hemispherical-directional reflectance factor* (HDRF), que es la reflectancia hemisférica de entrada, al tener en cuenta la componente directa y difusa de la irradiancia sobre el panel, y cónica de salida que observa el sensor [Schaepman-Strub et al, 2005].

1.2. Adquisición y Proceso de Imágenes Hiperespectrales Aeroportadas

Es indudable la importancia que han alcanzado las misiones desde plataformas espaciales en la observación de la Tierra. Su amplia cobertura espacial, alta frecuencia temporal, continuidad y estabilidad, han hecho que las imágenes desde satélite abarquen un amplio abanico de aplicaciones, y hayan alcanzado importantes niveles de operatividad. La teledetección aeroportada se caracteriza por una gran flexibilidad en la adquisición de imágenes, la posibilidad de ajustarse a unas condiciones idóneas atmosféricas y de iluminación, y un control continuado sobre de la instrumentación. Estas características, la convierten en la técnica de teledetección más adecuada para la experimentación en la viabilidad de aplicaciones, el diseño de sensores desde satélite, y la calibración y validación de las imágenes desde satélite. Sus características también han servido a la comunidad científica, para disponer de sistemas que ofrecen una gran capacidad para el estudio y seguimiento de los recursos naturales a escala espacial local y regional [Moreno et al, 2001].

De la variedad de plataformas de teledetección aeroportada existentes, los aviones no presurizados que operan a cotas entre 300 y 4000 m sobre el nivel del mar, son los más empleados en teledetección hiperespectral aeroportada. En los últimos años, han proliferado en todo el mundo centros operadores de teledetección aeroportada que adquieren, procesan y

¹⁶ Una superficie lambertiana es aquella que refleja la misma cantidad de energía en todas las direcciones sobre el hemisferio de referencia de salida.

distribuyen imágenes hiperespectrales. Estos centros pueden ser desde organismos dependientes de la administración, hasta compañías privadas. Este aumento se ve potenciado con iniciativas como EUFAR [21], que recibe el apoyo de la Comisión Europea, y que congrega hasta 33 instituciones y empresas privadas del ámbito europeo involucradas en el proceso de la teledetección aeroportada. Su objetivo es facilitar y acercar el uso de esta técnica a los usuarios estableciendo protocolos y estándares de actuación. En España, existen únicamente dos operadores que se pueden considerar como centros de referencia en teledetección hiperespectral aeroportada, son el Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA) y el Instituto Cartográfico de Cataluña (ICC).

La Agencia Espacial Europea (ESA) y EUFAR/HYRESSA [22], definen una campaña de teledetección hiperespectral aeroportada como un experimento basado en protocolos y estándares en adquisición y proceso de los datos, donde tanto el operador como el usuario aportan información con el objetivo final de un mejor producto cartográfico [Reusen, et al 2007]. La aplicación de imágenes hiperespectrales aeroportadas para cualquier uso cartográfico requiere de la adquisición, proceso y control de calidad de productos imagen. En los siguientes puntos se profundiza en todos estos aspectos.

1.2.1. Imagen Hiperespectral Aeroportada

La imagen hiperespectral aeroportada se beneficia de la gran flexibilidad de operación que ofrece una plataforma como el avión, para poder elegir fechas de campaña, horas de vuelo, repeticiones de toma de datos, cambios de rumbo, etc. Le permite optimizar el momento de adquisición, buscando los mejores resultados para una aplicación determinada. Ahora bien, las condiciones de vuelo en alturas cercanas al terreno, impone determinados aspectos radiométricos y geométricos a las imágenes, que es conveniente tener en cuenta.

Aspectos Radiométricos

Dentro del espectro solar ($0.35 - 2.5 \mu\text{m}$), independientemente que se trate de plataforma aérea o espacial, la radiancia espectral que llega al sensor es función de la reflectancia espectral de la superficie, la topografía, la posición solar, el ángulo de observación y las condiciones atmosféricas. Considerando una superficie plana con presencia de una atmósfera libre de nubes, el modelo que explica la radiancia que llega al sensor se describe en la ecuación 1.1 [Richter y Schäpher, 2001].

$$L_{sen} = L_{atm}(\Theta_v, \Theta_s, \phi) + \tau_\lambda(\Theta_v) \frac{\rho}{\pi} \frac{E_g(0)}{1 - \rho_s} \quad (\text{Eq. 1.1})$$

Siendo:

L_{sen} : radiancia que llega al sensor para la reflectancia ρ

τ_λ : transmisividad directa + difusa de terreno a sensor

L_{atm} : radiancia de atmósfera

ρ : reflectancia

$E_g(0)$: irradiancia solar directa + difusa suponiendo $\rho=0$

Θ_v : ángulo cenital de observación

Θ_s : ángulo cenital solar

Φ : ángulo azimutal relativo sensor – solar

Desde el punto de vista radiométrico, la cercanía del sensor con respecto al terreno es el factor más condicionante, tanto positiva como negativamente. De manera positiva, el sensor dispone de mayor energía al corresponderle ángulos sólidos mayores [Kramer, 2002]. Este aspecto, facilita el diseño en exigencias de resolución espacial, pudiendo alcanzar tamaños de píxel más pequeños (1 a 10 m). De manera negativa, el sensor requiere tener grandes ángulos de observación FOV, para abarcar la mayor cantidad de terreno en el eje perpendicular al avance del avión. Estos ángulos pueden variar entre los 40° a 90°, que dependiendo de la altura de vuelo, se corresponden con coberturas laterales de terreno de 2 a 5 km. Este ancho de imagen puede provocar gradientes de “brillo” a lo largo del eje de escaneo, debido a la anisotropía de algunas de las superficies (como ocurre con la vegetación). Siendo estos gradientes más patentes en la imagen, cuando el ángulo de escaneo se aproxima, o incluso coincide, con el plano principal solar¹⁷.

La escala espacial abordable mediante plataforma aeroportada es la escala local, con zonas de estudio no mayores de 20 x 20 km. Cubrir este terreno requiere de varias líneas de vuelo que, a su vez, se incrementan si la resolución espacial demandada es mayor, al tener que volar a menor altura. Un número elevado de líneas de vuelo puede alargar la duración de la campaña (tiempos no superiores a las dos horas), lo cual supone importantes cambios en la posición solar y con ello cambios de iluminación entre las imágenes. La orografía del terreno toma una mayor relevancia que desde satélite. Provoca que la anisotropía de las superficies sea más acuciante, al aumentar el rango de ángulos de iluminación y observación, que, a su vez, se ven afectados por los cambios locales más abruptos de orientación e inclinación de las pendientes.

La atmósfera que rodea la superficie terrestre modula el haz de radiancia que la atraviesa en su camino hacia el sensor o hacia el terreno. La atmósfera es una mezcla homogénea de gases que aparecen en su mayoría en proporciones constantes. El grupo de los gases variables como el vapor de agua, el dióxido de carbono, y el ozono, aunque minoritarios y de presencia heterogénea, tienen una gran importancia en dicha interferencia. La mayor parte de la interferencia atmosférica se produce en los primeros kilómetros cercanos a la

¹⁷ El plano principal solar es el formado por la dirección de la emisión directa del haz solar.

superficie terrestre, debido a una mayor concentración de aerosoles¹⁸ y vapor de agua. Por tanto, las medidas desde avión no escapan en absoluto a este problema. La Figura 1.5 muestra la transmisividad atmosférica para un sensor a bordo de una plataforma espacial situada a más de 100 km de altura sobre el nivel del mar, frente a un sensor aeroportado situado a 5 km. Se puede apreciar que salvo en la región del visible, que es un 20% superior en el sensor aeroportado, en el resto del espectro son muy similares. En la Figura 1.5 se observa que la atmósfera es fuertemente opaca en varias regiones espectrales, debido a la presencia de bandas de absorción de los gases atmosféricos. Existe una mayor transmisividad en las llamadas “ventanas atmosféricas”, donde los sensores de observación, que no son de aplicaciones meteorológicas, se diseñan para registrar imágenes de la superficie terrestre.

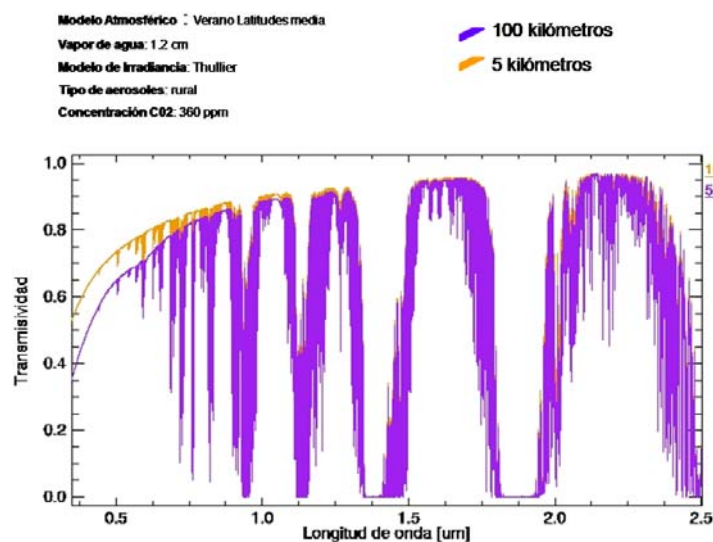


Figura 1.5.- Transmisividad atmosférica en el espectro solar para imágenes aeroportadas a 5km de altura sobre el terreno (curva naranja), y para imágenes desde satélite a más de 100km (curva morada).

Aspectos Geométricos

La plataforma aeroportada adquiere la imagen a unos pocos kilómetros de altura sobre el terreno. Las turbulencias atmosféricas provocan variaciones considerables en los ángulos de orientación, en la velocidad y la altura del avión. Los movimientos son muy complejos y de alta frecuencia, que hacen que sea una plataforma más inestable que la espacial. La instalación del sensor en el avión, requiere de un trabajo mecánico de precisión para ubicar el

¹⁸ Los aerosoles son partículas sólidas y líquidas suspendidas de polvo y materia orgánica de tamaños que pueden variar entre 1 y 100 micras.

instrumento en un orificio practicado en el suelo. Para su fijación, se puede recurrir a un anclado fijo que transmitirá al sensor las mismas variaciones de la plataforma. Este soporte también puede ser oscilante, con lo que se minimizan muchos de los movimientos más bruscos.

En los aspectos geométricos de una imagen aeroportada influyen las características espaciales del sensor, la orografía del terreno, y la posición e inestabilidad de la plataforma a lo largo de la trayectoria [Schläpfer et al, 2002]. En la Figura 1.6 se esquematizan algunas de las distorsiones geométricas que se producen en la adquisición de imágenes aeroportadas.

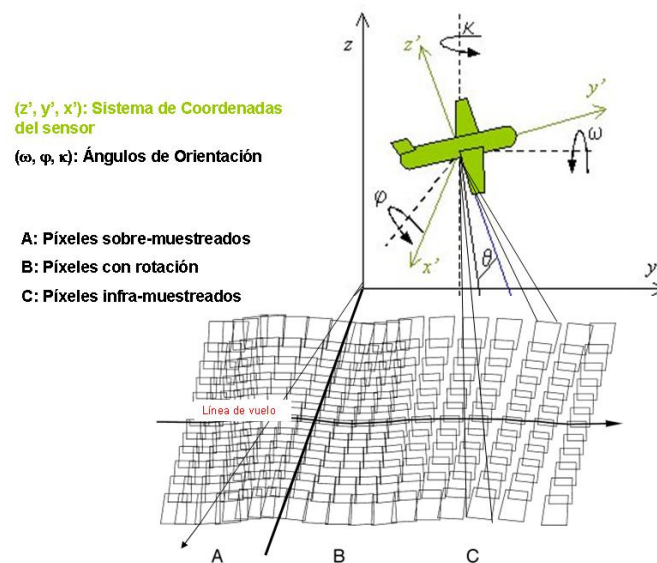


Figura 1.6.- Esquema de tipos de distorsiones geométricas producidas durante la adquisición de imágenes aeroportadas. Los cuadros representan la proyección del píxel en el terreno [Breurer et al, 2000; Schläpfer et al, 2002].

El terreno cubierto por la imagen aeroportada es proporcional al FOV del sensor y a la altura de la plataforma. Los grandes FOV de 70° a 90° hacen que varíe de manera importante la geometría en los extremos con respecto a la parte central. En el caso del sensor de tipo “barrido”, la observación va variando a lo largo de la línea de escaneo y provoca la distorsión panorámica (Figura 1.6A), donde la resolución espacial disminuye a medida que se aleja del centro de la imagen. También para los sensores de “barrido”, la velocidad de giro del espejo tiene que estar perfectamente ajustada a la velocidad de avance, para realizar un completo muestreo del terreno. Cuando la velocidad de giro es menor, se produce sub-muestreo del terreno (Figura 1.6 C). El efecto contrario, es decir sobre-muestreo, se produce cuando la velocidad de giro es mayor a la de avance, como se esquematiza en la Figura 1.6 A y B.

Desde el punto de vista geométrico, el efecto más patente sobre las imágenes aeroportadas son las distorsiones provocadas por las variaciones en los ángulos, velocidad y

altura del avión. La imagen resultante se observa normalmente con “mordidas” laterales y sinuosidad de elementos rectilíneos del terreno, como carreteras, caminos etc. Las elevaciones del terreno ocasionan desplazamientos más acusados en los extremos de las imágenes, la aparición de desniveles topográficos muy relevantes (500 a 1000 m) agudizan los efectos de sub-muestreo y sobre-muestreo del terreno.

1.2.2. Planificación de una Campaña Aeroportada

Las campañas aeroportadas consisten en la planificación y realización de una serie de líneas de vuelo, que abarquen espacialmente el fenómeno en estudio. En la planificación es muy importante la conexión entre el operador y el usuario, al ser muchas las variables y parámetros que intervienen como la resolución espacial requerida, la fecha, y la hora del vuelo. Estas variables, es recomendable plasmarlas en un documento de requisitos de usuario que faciliten la mejor planificación posible. EUFAR/HYRESSA ha definido un formulario de requisitos de usuario, que se puede ver en el **Anexo III**. Las variables y parámetros que se tienen en cuenta se pueden agrupar en:

- Datos de contacto de las personas responsables en ambas instituciones.
- Objetivo del estudio en cuanto a dinámica temporal, para adecuar fechas y horas de vuelo.
- Localización y extensión geográfica del área de estudio, detallando la orografía existente.
- Configuración de parámetros espaciales, radiométricos y espectrales del sensor.

Uno de los aspectos más importantes que se debe determinar en el momento de la planificación de la campaña es la resolución espacial. El requisito demandado por la aplicación, condicionará la altura y con ello el número de pasadas y el tiempo necesario para cubrir toda la zona de estudio. Una cartografía de especies vegetales, normalmente, va a demandar una alta resolución espacial para asegurar la detección de las distintas especies. En cambio, en algún tipo de aplicación relacionada con estudios de agricultura, donde las parcelas son más homogéneas, se pueden adquirir imágenes de menor resolución espacial.

En la planificación de las líneas de vuelo, se optimizan el número de pasadas y volumen de datos frente al área de terreno registrada. En esta optimización, siempre se tiene en cuenta la norma ya establecida de adquirir un solape longitudinal entre pasadas, mostrado en la **Figura 1.7**. El solape obliga a una densificación de pasadas, pero asegura unos datos radiométricos más estables. Básicamente, los parámetros tenidos en cuenta para establecer las líneas de vuelo de una campaña de teledetección aeroportada en el espectro solar son:

- Trayectorias con orientación en el plano principal solar (Figura 1.7). De esta manera se minimizan en las imágenes posibles efectos direccionales de iluminación. Ahora bien, la aplicación puede demandar buscar estos efectos direccionales en la imagen, no existe otro problema para no poder volar fuera del plano principal.
- Es preferible que el sol se encuentre en ángulos de elevación máximos, buscando la mayor irradiancia posible sobre la zona de estudio. En general no es recomendable volar con el sol con una elevación menor a los 30°. Considerando la latitud media de la Península Ibérica, el periodo para la realización de campañas va de mediados de abril a mediados de octubre.
- El avión tiene que trazar un cambio de sentido entre dos líneas de vuelo. Estos cambios condicionan también la propia orientación de las pasadas, ya que aspectos operativos aconsejan evitar trayectorias que se dirijan a las zonas de mayor orografía o con cuantioso tráfico aéreo.
- El proceso de las imágenes se facilita y reduce si se adquieren utilizando trayectorias lo más próximas posible a la orientación norte-sur.

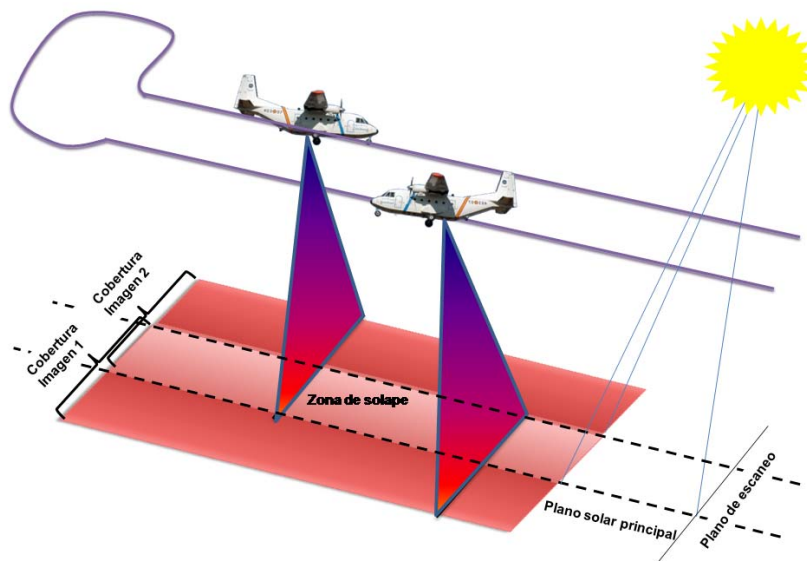


Figura 1.7.- Esquema de adquisición de pasadas mediante teledetección aeroportada. Líneas de vuelo con Plano de escaneo del sensor perpendicular al plano solar. Solape lateral entre imágenes.

El cumplimiento de la campaña de vuelos es dependiente de contar con una plataforma aeroportada adecuada y un equipo de pilotos experimentados. Es importante el apoyo a la navegación que aporta el uso de sistemas de navegación inercial basados en GPS y en giróscopos. Ayudan a la precisa y exacta trazada de cada pasada, y a la información necesaria

de la actitud y orientación del avión para la posterior georreferenciación de las imágenes. No menos importantes son factores de logística, como la instalación de los equipos y el desplazamiento a la zona de estudio. Todo queda sujeto a unas buenas condiciones meteorológicas de cielos despejados, que requiere la teledetección que trabaja en el “espectro óptico”.

1.2.3. Proceso de Imágenes Hiperespectral

Finalizada la adquisición de las pasadas, los centros operadores de imágenes realizan una serie de procesos previos a la distribución de los datos al usuario. Estos procesos tienen el objetivo de entregar unas imágenes preparadas para el análisis posterior lo más exactas posible en geometría y radiometría [Schowengertd, 2007; Chuvieco, 2008]. La idea es que todas imágenes procesadas sean independientes de la fecha de adquisición, de las condiciones ambientales, del tipo y estado del sensor. Estos procesos suponen calibraciones y correcciones implementados en la cadena de proceso que genera productos para el usuario [Biesemans et al, 2007]. En la Tabla 1.3 se pueden ver los productos estándar que se generan y distribuyen estos centros.

Tabla 1.3.- Lista de productos de teledetección hiperespectral aeroportada. Basado en Committee on Earth Observation Satellites [CEOS]	
Niveles de Proceso	Características
L0	Dato original / “en bruto”
L1B	Formato compatible. Calibración a radiancia en el sensor. Se anexa la información sobre calibración geométrica, y los parámetros de orientación del sensor externos e internos.
L2	Formato compatible. Reflectancia y temperatura del terreno con la corrección geométrica y atmosférica aplicada
L3	Formato compatible. Mapas de la variable de la aplicación.

Es muy habitual que las imágenes aeroportadas de una zona de estudio, se hayan adquirido tras la adquisición de varias pasadas paralelas y con solape entre ellas. Esta toma de datos tiene que permitir formar, después de un proceso adecuado de las pasadas, un mosaico¹⁹ geométrica y radiométricamente correcto sobre la extensión total del terreno.

Calibración Radiométrica

La calibración radiométrica supone la conversión de los niveles digitales registrados por el sensor a unidades de radiancia en el Sistema Internacional (ej W/m² sr nm). Un sistema de calibración de un sensor hiperespectral aeroportado, requiere de unas instalaciones en las que

¹⁹ Un mosaico de imágenes de teledetección es la formación de una imagen con la unión de varias imágenes que cubren espacialmente el área de estudio.

las condiciones ambientales de temperatura, humedad, e iluminación se puedan controlar. En estos laboratorios, se desarrollan una serie de procedimientos diseñados para medir las relaciones funcionales entre el flujo incidente y la medida del sensor, comprobando su fiabilidad y estabilidad espacial, espectral y radiométrica [Gege et al, 2009].

Corrección Atmosférica

Siempre que la aplicación de las imágenes requiera obtener información cuantitativa, o se quiera comparar imágenes adquiridas en condiciones atmosféricas y de iluminación diferentes, se tiene que transformar la imagen a parámetros físicos de la superficie observada como son reflectancia, emisividad y temperatura. En el caso de imágenes hiperespectrales, toma más relevancia esta transformación debido a que el uso de las imágenes va encaminado a la identificación de materiales en la imagen. Este proceso se denomina corrección atmosférica, y se basa en compensar o eliminar el efecto sobre la señal que llega al sensor de la influencia de la atmósfera, las variaciones de iluminación solar, la señal de terreno adyacente, y la rugosidad del terreno [Richter y Schäpher, 2001].

Los métodos de corrección atmosférica se pueden dividir en dos categorías, según estén basados en modelos físicos o empíricos (ver Tabla 1.4). Los primeros se fundamentan en códigos de transferencia radiativa y en datos del estado atmosférico. Actualmente, dos de los códigos de referencia más comunes para imágenes hiperespectrales son: *MODerate resolution atmospheric TRANsmittance and radiance code* (MODTRAN) [Berk et al, 2000] y *Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum* (6S) [Vermote et al., 1997]. Contienen una base de datos de irradiancia solar exo-atmosférica²⁰, y modelos atmosféricos a una resolución espectral de 2cm^{-1} ²¹. Se han desarrollado diversas aplicaciones, a partir de estos códigos, que automatizan las variaciones en imágenes y facilitan su corrección (ver Tabla 1.4). Estas aplicaciones requieren información básica sobre la adquisición de la imagen y la zona de estudio, como: localización y altura media del terreno, altura de vuelo, horas de adquisición. El resultado de la corrección mejora en exactitud, cuándo se puede indicar a estas aplicaciones el contenido de vapor de agua en columna, el tipo de aerosoles, y la visibilidad.

²⁰ La irradiancia solar exo-atmosférica es la curva de emitancia espectral del sol antes de entrar en la atmósfera donde se verá modulada [Thullier et al 2003]

²¹ Las unidades de cm^{-1} es el número de onda, que es una magnitud de frecuencia que indica el número de veces que vibra una onda en una unidad de distancia.

Tabla 1.4.- Métodos de corrección atmosférica para imágenes hiperespectrales.			
Base	Basado	Método	Referencia
Modelos Físicos	6s	ATREM (Atmosphere Renoval Algorithm)	Gao et al, 1993
		FLAASH (Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes)	Kruse, 2004; Adler-Golden et al, 1998
	MODTRAN	ACORN (Atmospheric Correction Now	Miller, 2002
		ATCOR4 (Atmospheric Correction)	Richter y Schalpfer, 2002
Empírica	Imagen	Dark Object	Schowengert, 2000
		IARR (Internal Average Reflectance)	Kruse, 1995; Ramsey and Nelson, 2005
		Flat Field	Vane y Goetz, 1988
	Espectro-radiometría de campo	Empirical line	Roberts et al, 1985

La segunda categoría de métodos, los métodos empíricos, por contra no necesitan de ningún modelo y sólo requieren información o bien directamente de la imagen o del terreno. Los métodos existentes para teledetección hiperespectral están apuntados en la Tabla 1.4. El método más aplicado es el *Empirical line* [Roberts, 1985], que está basado en firmas espectrales de superficies dentro de la cobertura de la imagen

Georreferenciación

La georreferenciación o geocodificación es el proceso de transformar el sistema de coordenadas arbitrario con el que se registra la imagen, como puede ser píxel-línea, a un sistema de proyección cartográfica. Comprende: la corrección geométrica que minimiza las distorsiones geométricas y adecua la escala espacial, proporcionando una perfecta comparación de la imagen de salida y la realidad cartográfica; y el remuestreo que rellena la malla geométrica de salida con los valores de cada píxel de la imagen, mediante procesos con mayor o menor grado de interpolación. Un paso adicional para aumentar la exactitud sobre zonas con orografía abrupta, es la ortorectificación teniendo en cuenta la altura en cada píxel de la imagen. Los métodos de corrección geométrica se pueden dividir en: no-paramétricos y paramétricos:

Los métodos no-paramétricos se basan en polinomios que ajustan modelos matemáticos a través de “Puntos de Control”, que son puntos con localización geográfica reconocibles en la imagen. Estos métodos alcanzan muy buenos resultados en imágenes adquiridas desde satélite. En imágenes de teledetección aeroportada, los resultados aceptables sólo se alcanzan en condiciones de terreno plano, vuelo estable y el sensor instalado sobre plataforma giroestabilizada [Schläpfer et al, 2002]. Son métodos fáciles de usar, no requiriendo conocimiento de las características geométricas del sensor. Son muy costosos en cuanto al tiempo de dedicación.

Los métodos paramétricos se basan en fundamentos físicos e instrumentación especializada, que miden las efemérides de posición y orientación de plataforma y sensor de

manera sincronizada a la adquisición de la imagen. Cada línea de la imagen puede ser re-proyectada sobre su posición real en el terreno [Abdullah, 2004]. La corrección geométrica de imágenes aeroportadas se puede abordar si se instalan a bordo de la plataforma y perfectamente referenciados al sensor, sofisticados y precisos equipos de navegación inercial (INS por *Inertial Navigation System*) y posicionamiento (GPS por *Global Position System*). Estos sistemas se recomienda que se instalen solidariamente al sensor, para que sufran las mismas desviaciones y movimientos. La georreferenciación directa reconstruye la geometría de escaneo de cada píxel en la imagen, utilizando la orientación externa del sensor y el modelo digital del terreno (MDT) [Schläpfer et al, 2001]. Es un proceso que tiene una implementación compleja, y es muy sensible a errores en los parámetros de entrada. En cambio su tiempo de aplicación es muy reducido.

Una vez están georreferenciadas las imágenes, es práctica habitual realizar un mosaico de las pasadas para formar una imagen completa del área de estudio. El *software* comercial de tratamiento de imágenes, incluyen normalmente módulos de creación de mosaicos a partir de imágenes georreferenciadas. Son módulos directos y sencillos de aplicar.

1.3. Metadatos de Imágenes Hiperespectrales Aeroportadas

La imagen hiperespectral aeroportada supone en la actualidad uno de los conjuntos de datos geoespaciales más complejos y voluminosos. Con el fin de mejorar su accesibilidad y aumentar su utilización a la comunidad científica, los centros operadores de teledetección hiperespectral aeroportada han comenzado a incorporar las iniciativas de estandarización e interoperabilidad, que desde los organismos de normalización y administraciones centrales se están promoviendo. En este sentido, se circunscriben las recomendaciones e iniciativas propuestas por organismos internacionales, relativas a la documentación sobre la información relacionada con los datos, los denominados metadatos. Cuando la información sobre el propietario de los datos, los procesos realizados, los datos externos utilizados, el sistema de proyección, etc., está documentada de manera estándar y según lo especificado en normativas, los propios datos resultan más accesibles. Los usuarios de imágenes hiperespectrales, como en el caso de los encargados de generar cartografías de vegetación, podrán localizar la información referente a este tipo de imágenes de un modo más efectivo.

En los siguientes apartados se va a profundizar en los metadatos de imágenes hiperespectrales y más concretamente en los que están relacionados con la calidad de los datos geoespaciales. Tanto la componente cualitativa como cuantitativa de la calidad

clarifican el grado de aplicación de una imagen para unos determinados objetivos cartográficos.

1.3.1. Iniciativas de Normalización e Interoperabilidad de datos geoespaciales

La variedad de datos y productos geográficos existentes, así como la de centros que los adquieren, procesan, y distribuyen, ha crecido enormemente en los últimos años. Al mismo tiempo ha crecido la demanda de estos datos, al aumentar de manera exponencial sus posibles aplicaciones. La comunidad científica demanda un uso más eficiente de los datos y productos geográficos, que los hagan más accesibles y aprovechables. En este sentido, se pusieron en marcha en el año 1990, iniciativas internacionales con el objetivo primordial de promover la interoperabilidad entre diferentes tipos de datos provenientes de diversos organismos, usuarios, y aplicaciones. En Europa esta iniciativa se denomina *Infrastructure for Spatial Information in Europe* (INSPIRE) [INSPIRE, 2007], y ha sido promovida por la Agencia de Medio Ambiente de la Unión Europea. INSPIRE [23] establece estándares y protocolos de tipo técnico, aspectos organizativos y de coordinación, políticas sobre la información que incluye el acceso a los datos y la creación y mantenimiento de información espacial. Como organismo internacional se creó en 1994 el *Open Geospatial Consortium* (OGC), que agrupa a más de 250 organizaciones públicas y privadas, y es el encargado de desarrollar estándares abiertos e interoperables dentro de los Sistemas de Información Geográfica. El objetivo principal que se persigue, es alcanzar acuerdos entre las diferentes empresas y organismos del sector que posibiliten la inter-operación de sus sistemas de geo-procesamiento, y que faciliten el intercambio de información geográfica en beneficio de los usuarios.

A partir de estas iniciativas, se han definido para los distintos países de la Unión Europea las Infraestructuras de Datos Espaciales (IDE). Estas entidades proporcionan una base para la búsqueda, evaluación, y explotación de la información espacial para todo tipo de usuario. La Infraestructura de Datos Espaciales de España (IDEE) tiene como objetivo la integración, a través de Internet, de los datos, metadatos, servicios e información de tipo geográfico que se publican en España. Facilitando a todos los usuarios potenciales la localización, identificación, selección y acceso a tales recursos. La IDEE está coordinada por la Comisión de Geomática del Consejo Superior Geográfico (CSG), y en ella están representadas diversas instituciones públicas, tanto nacionales como autonómicas, proveedoras de datos geográficos. El acceso se facilita a través del Geoportal [24], que enlaza con los diferentes servidores (infraestructura de datos espaciales) que ofrecen las distintas Comunidades Autónomas.

La premisa básica para la interoperabilidad es que los datos conlleven una documentación informativa sobre ellos que permitan búsquedas, valoraciones de su calidad y comparaciones. Mediante normalización, esta documentación se puede estructurar y codificar para facilitar el acceso y la transferencia de los datos. El método seleccionado para la documentación de datos geográficos son los metadatos. Un metadato es una descripción estructurada sobre las características de un determinado dato, en la que se incluyen elementos tales como: detalles acerca del contenido, la calidad del mismo, las fechas asociadas, la extensión geográfica que cubre, su política de distribución, las restricciones de seguridad y legales que puedan existir, frecuencia de actualización [INSPIRE, 2007]. Para que los catálogos de geodatos se puedan completar es preciso utilizar contenidos bien definidos y reconocibles por diferentes usuarios y sistemas.

Las primeras iniciativas de metadatos surgieron en 1992. El Comité Europeo de Normalización (CEN) creó un grupo de trabajo para la estandarización de la información geográfica, *Technical Committee* (TC) 287 (CEN/TC 287). Paralelamente la Organización Internacional de Estándares (ISO) creó *Technical Committee* (TC) 211 (ISO/TC 211), que estableció los procedimientos necesarios para adoptar en Europa los estándares ISO de datos geoespaciales. La ISO ha publicado la norma ISO 19115 “*Geographic Information - Metadata*”, donde se definen los metadatos obligatorios y necesarios para documentar los datos geográficos, así como su jerarquía, relación entre ellos, y su función. En 1996 ya se disponía de un primer borrador y en el año 2003 se aprobó el texto definitivo como norma internacional de metadatos. Esta norma fue adoptada como la norma Europea por el CEN/TC 287. Para España es AENOR el encargado de adoptar esta normativa, mediante el Comité Técnico de Normalización (CTN) de Información Geográfica Digital 148 (AEN/CTN 148). Consecuentemente se ha realizado su traducción al castellano [CSG 2003].

La norma ISO 19115 “*Geographic Information - Metadata*” establece los metadatos necesarios para documentar los datos geográficos. Proporciona un conjunto común de terminología, definiciones y procedimientos de ampliación para metadatos. Define hasta un total de 12 “entidades de metadatos” que permiten determinar la información relevante sobre la identificación, extensión, calidad, esquema espacial y temporal, referencia espacial, y distribución. Cada entidad abarca un conjunto de “elementos de metadatos” que profundizan en la descripción de las mismas, muchos de ellos son de obligada referencia y otros opcionales. La ISO 19115 define un total de 409 metadatos, lo que hace de ella una norma voluminosa y compleja. El propio organismo de la ISO puntualiza sobre la posibilidad de documentar con un subconjunto de entidades y elementos, lo que se denomina “recomendación o perfil”, de acuerdo con el concepto de perfil definido en la norma ISO 19106 “*Geographic Information – Profiles*”. La última edición de la ISO 19115:2005 no hace

referencia al modo en el que se deben presentar los metadatos. Para resolverlo, el TC211 ha desarrollado la norma ISO 19139:2006, que referencia un esquema completo de los metadatos especificados en la ISO 19115:2005. En estas normas se establece la creación y validación de ficheros con formato *Extensible Markup Language* (XML) para garantizar la normalización entre las fuentes de datos. Los metadatos requieren de un formato muy jerarquizado y que todo el mundo entienda para almacenarlos y acceder a ellos [Zabala, 2002]

En 2002 el CSG nombró el Grupo de Trabajo de la IDEE. Uno de los objetivos de este grupo ha sido el desarrollo el Núcleo Español de Metadatos (NEM), para recoger una recomendación reducida de elementos de metadatos extraídos de las normas ISO 19115 y *Dublin Core Metadata*. Por otro lado, NEM es en realidad un perfil de ISO19111, sin embargo, constituye un perfil especial, ya que su finalidad no es una implementación concreta, sino el servir de núcleo común recomendado que permita la interoperabilidad de metadatos en España. El NEM es en la actualidad la referencia en España para la creación y distribución de metadatos de manera homogénea y estandarizada.

Estándares de Metadatos y Herramientas Existentes para Teledetección

Las iniciativas de normalización de datos geográficos han sido determinadas, en su mayoría, para datos de tipo vectorial y en monocapa. Las imágenes de teledetección son datos tipo malla o “raster” multicapa, debido a que los sensores registran información en muchas longitudes de onda. El comité *Federal Geography Data Community* (FGDC), que es el organismo de los Estados Unidos de América encargado de desarrollar la Infraestructura de Datos Espaciales Americanos, fue el primero en publicar normativa con metadatos sobre imágenes de teledetección [FGDC, 1998]. Este organismo define una imagen de teledetección multiespectral o hiperespectral, como un conjunto único de datos donde todas las bandas están relacionadas. Es un conjunto de imágenes de la misma zona geográfica, fecha y hora con muchas características similares. Estas consideraciones, han llevado a implementar la posibilidad de documentar de forma conjunta los metadatos de todas las bandas de una imagen multi-banda, obtenida con un sensor de teledetección [Zabala et al, 2004].

La norma ISO 19115 prestó poca atención a los datos tipo raster, como complemento se ha publicado en 2009 la norma ISO 19115-2:2009 “*Geographic Information- Metadata for imagery and gridded data*”, una extensión para datos raster y malla que podría llevar información auxiliar como (ej: mapas de pendientes y orientación), siempre que tengan el mismo sistema de referencia espacial. El NEM todavía no ha incorporado esta extensión a su selección de metadatos pero tiene previsto hacerlo [NEM, 2005].

La creación de ficheros de metadatos asociados a las imágenes de teledetección es responsabilidad del centro operador. Supone generar ficheros en lenguaje XML asociado a

cada imagen siguiendo las normativas ISO, para ello debe contar con herramientas de creación sujetas a la norma. Tiene dos pasos fundamentales:

- Definición de un perfil con una selección de metadatos del NEM apropiados para las imágenes. La norma indica qué metadatos son obligatorios y cuales son opcionales.
- Generación de dicho perfil en lenguaje XML mediante una herramienta de creación. En la actualidad existen algunas herramientas para la creación de metadatos, estas se pueden descargar de la página de la IDEE [13]. Destaca la herramienta *ISO Metadata Editor* (IME) desarrollada por Alberto Amaro [Amaro et al, 2005]. Esta aplicación se ve con profundidad en el Anexo IX. Otras herramientas incluidas en software comercial de SIG o teledetección destaca el editor de metadatos NEM integrada en la aplicación ArcCatlog de ArcGis [25].
- Cumplimentación de los metadatos con la información relativa a cada imagen. Las propias herramientas de generación de perfiles de metadatos, permiten rellenar los campos de cada metadato en su formato adecuado, aunque todavía de manera manual.

El *software* comercial de tratamiento de imágenes de teledetección, no contienen a día de hoy herramientas de importación de los metadatos de ficheros XML asociados a las imágenes. Si bien se recoge en el ideario de futuras mejoras de dichos programas comerciales, con ello se favorecerá la interoperabilidad de todo tipo de datos de teledetección.

1.3.2. Calidad de Imágenes Hiperespectrales Aeroportadas

La calidad es una propiedad intrínseca de los datos y productos geoespaciales, determina si se ajustan o no a los requisitos definidos para su potencial uso [Joos, 2006; ISO 19113:2003]. La estimación y muestra de la calidad de la imagen hiperespectral es importante a la hora de juzgar su capacidad y aplicabilidad. Los usos potenciales de las imágenes hiperespectrales aeroportadas son cada vez más diversos y exigentes, la demanda de unas imágenes y productos más exactos en términos geométricos y radiométricos ha crecido enormemente en los últimos años. Los centros operadores de teledetección están realizando un mayor esfuerzo en la documentación sobre la calidad de sus datos: describir como han sido procesadas las imágenes, la información general del sensor, los datos auxiliares utilizados (ej MDT), y los métodos de proceso y parámetros específicos de la escena. Este esfuerzo está encaminado a establecer una homologación de los sistemas que asegure su reconocimiento en la aplicación de proyectos de investigación y gestión [Bachmann, 2007].

Por sus características de adquisición, la imagen hiperespectral aeroportada está sujeta a condiciones muy variables que obligan a contar con datos auxiliares y procesos complejos

que le permitan alcanzar la exactitud y precisión requerida. En el aspecto geométrico de la imagen, los requisitos demandados en geolocalización son siempre por debajo de los 2 píxeles, y en algunos casos específicos incluso por debajo del píxel. La calidad en términos radiométricos se expresa en la exactitud y precisión de los parámetros físicos buscados, los requerimientos en el aspecto radiométrico demandan una resolución de 0.001 a 0.005 en la reflectancia y de 0.1° K en temperatura del objeto observado. La exactitud que se demanda en imágenes hiperespectrales, se recomienda que no sea mayor del 5% [Joseph, 2000].

Medida de la Exactitud de Productos Imagen

Las normativas ISO 9000 remarcan que la calidad de los datos debe ser descrita de manera objetiva y genérica dentro de los metadatos. El grupo de la ISO /TC 211, proporciona una serie de estándar que tienen que ver con varios aspectos de la calidad de la información geográfica:

- ISO 19113: 2003 Principios de Calidad; describe los elementos más relevantes de la calidad y sus correspondiente sub-elementos. Indica también como se debe reportar esta calidad.
- ISO 19114: 2003 Procedimientos de evaluación de Calidad; describe los procedimientos de la evaluación de la calidad.
- ISO 19138: 2006 Medidas de Calidad; define una serie de estimadores de la calidad de los datos. Estas medidas se utilizan para reportar los sub-elementos de calidad determinados en la ISO 19113. Se muestran una gran variedad de estimadores, para los diversos tipos de datos y experimentos existentes. De entre ellas se debe elegir la más acorde al tipo de datos.

Esta normativa determina lo próximo que deben quedar los datos adquiridos a la realidad observada, cualquier diferencia frente a los requisitos determinados es considerado como error²². La exactitud es la suma del error medio o sesgo junto con la precisión que es el error de predicción [Campbell, xxxx]. En la Tabla 1.5 se muestra la clasificación que establece la norma ISO 19113 sobre los posibles errores de datos geo-espaciales categorizados en distintos elementos y sub-elementos.

²² El error es la diferencia entre el valor real y el medido no interviniendo ningún modelo estadístico.

Tabla 1.5.- Elementos y sub-elementos ISO 19113 para categorizar la calidad de datos

Elementos	Sub-Elementos
Compleción	-Comisión: exceso de datos presentes -Omisión: ausencia de datos
Consistencia Lógica	-Topológica: corrección del código topológico -Conceptual: adherencia a las reglas marcadas por el esquema conceptual
Exactitud Posicional	-Exactitud Posicional Externa Absoluta: distancia a los puntos georreferenciados de referencia
Exactitud Temporal	-Exactitud de la Medida temporal: diferencia temporal frente a una referencia de tiempo
Exactitud Temática	-Corrección de la Clasificación Temática: comparación entre las clases asignadas y una referencia -Exactitud de los Atributos no Cuantitativos: corrección de atributos no cuantitativos -Exactitud de los Atributos Cuantitativos: corrección de atributos cuantitativos

El estándar para medir la exactitud geométrica y radiométrica según la norma ISO 19138, es modelizar la incertidumbre mediante el error medio cuadrático (EMC; RMSE por *Root Mean Square Error*), descrito en la ecuación 1.32. El RMSE resume las diferencias entre el valor observado y el valor real, cada diferencia individual son los residuos. Evalúa el error estándar que se produce entre la imagen y la realidad.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (M_i - T_i)^2} \quad (\text{Eq 1.2})$$

Siendo :

N: número total de observaciones

M: valor medido en la imagen en la observación i

T: valor real en la observación i

En esta norma se recomiendan una serie de medidas para reportar la calidad de los datos, es una recomendación y siempre se pueden estimar los errores con medias específicas. En teledetección para la calidad radiométrica se utilizan medidas como la relación señal-ruido (SNR por *Signal to Noise Ratio*) o la radiancia equivalente al ruido (NEDL por *Noise equivalent delta Radiante*) son medidas muy comunes y establecidas que indican la calidad radiométrica de las imágenes, estas medidas se verán con detenimiento en el capítulo 5.

CAPÍTULO 2. Datos Auxiliares y Base de la Discriminación de la Respuesta Espectral de Especies Vegetales



La generación de una cartografía de especies vegetales mediante teledetección, está sujeta a la existencia de separabilidad de la respuesta espectral entre las distintas especies. Esta separabilidad espectral tiene que tener en cuenta, por un lado, la gran similitud de la respuesta espectral, que es frecuente entre las distintas especies, y por otro, el rango de variación de dicha respuesta presente en cada especie a lo largo de los gradientes ambientales presentes en el ecosistema [Lewis et al, 2004].

En este capítulo se recopilan los procedimientos de adquisición y preparación de los datos auxiliares sobre el área natural protegida, necesarios para llevar a cabo la cartografía de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada. Una parte importante de estos datos es la adquisición de firmas espectrales de las especies vegetales mediante espectro-radiometría de campo. Estas firmas permiten estimar la separabilidad espectral entre especies.

2.1. Datos Auxiliares para una Cartografía de Especies Vegetales mediante Teledetección Hiperespectral Aeroportada

Para la consecución de imágenes hiperespectrales aeroportadas como herramienta operacional en la cartografía de especies vegetales, es necesario recopilar una serie de datos auxiliares sobre la zona de estudio y sobre las comunidades vegetales. El organismo usuario de la cartografía de especies es conocedor de los ecosistemas y comunidades vegetales que se desarrollan en la zona de estudio. Por lo tanto, universidades, centros de investigación, o instituciones gestoras de espacios naturales, son los organismos encargados de realizar la tarea de recopilar la variedad de datos auxiliares requeridos. Estos datos se diferencian en tres elementos fundamentales:

- **Cartografías** de la zona de estudio y de las formaciones vegetales.
- **Muestreos** de la presencia y recubrimiento de las especies vegetales.
- **Firmas espectrales** mediante espectro-radiometría de campo.

Estos tres distintos elementos de datos auxiliares tienen, a su vez, tres tipos de objetivos [Chuvieco, 2004]:

- a) Apoyo en la adquisición, proceso, y análisis de las imágenes hiperespectrales.
- b) Establecimiento de relaciones empíricas entre las imágenes y datos de campo.
- c) Validar la capacidad de un determinado sistema de teledetección hiperespectral aeroportada sobre las especies vegetales involucradas.

La Tabla 2.1 resume los diferentes objetivos de cada elemento de datos auxiliares. Una premisas cruciales en lo que respecta a la adquisición, recolección y preparación de estos datos auxiliares, son: que finalicen en una proyección cartográfica común, y que contengan una información básica de metadatos.

Tabla 2.1: Datos auxiliares de campo para la realización de una cartografía de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada.		
Elemento	Datos	Objetivos
Cartografías	Cartografía de Vegetación	a) Planificación de vuelos hiperespectrales a) Planificación de muestreos de campo c) Validación de la cartografía de especies generada
	Mapas Topográficos Vectoriales	a) Planificación de muestreos de campo c) Validación de la corrección geométrica de imágenes
	Orto-fotografía y Modelos Digitales del Terreno	a) Planificación de vuelos hiperespectrales a) Planificación de muestreos de campo a) Proceso geométrico de imágenes hiperespectrales
Muestreos de Vegetación	Polígonos de especies y comunidades	b) Análisis y Generación de Cartografía
	Parámetros de Vegetación Cobertura de especies vegetales	b) Análisis y Generación de Cartografía c) Validación de la cartografía
Espectro-radiometría de Campo	Firmas espectrales de vegetación	b) Análisis y Generación de Cartografía
	Firmas espectrales de superficies naturales y artificiales	c) Validación de la corrección atmosférica de las imágenes

En los siguientes apartados se va a profundizar en cada elemento.

2.1.1. Cartografías de la Zona de Estudio y Formaciones Vegetales

Las cartografías existentes sobre los tipos de suelo, el relieve, las comunidades vegetales, etc., constituyen la información espacial auxiliar requerida sobre el ecosistema o área protegida en estudio. Esta información va a ser necesaria para la planificación de los vuelos hiperespectrales, la planificación de los muestreos de campo, y la verificación de la cartografía resultante.

El organismo gestor de un área natural cuenta directamente con cartografía de detalle, tanto topográfica como sobre las formaciones vegetales. En el caso en el que el usuario es otro tipo de organismo, éste puede recurrir a otras fuentes de información geográfica nacional como las Infraestructuras de Datos Espaciales (IDE) de las Comunidades Autónomas [24], Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino [26], o directamente el Instituto Geográfico Nacional [27]. Estos centros suministradores de información geográfica, han aumentado considerablemente la accesibilidad a la cartografía de detalle. En estos últimos años, se han publicado bases de datos en Internet donde adquirir esta información de manera gratuita.

La IDE supone en la actualidad la fuente de datos más directa y completa de información geográfica digital de la geografía española. Su ámbito de trabajo es la Comunidad Autónoma, se rigen bajo normativas INSPIRE e ISO que aseguran una estandarización en la distribución de datos geoespaciales. Normalmente disponen de la serie del Mapa Topográfico Nacional en formato digital (raster y vectorial) a escalas 1:50.000, 1:25.000, e incluso a veces a 1:10.000 y 1:5.000. También suelen disponer de modelos digitales del terreno entorno a los 10 metros de paso de malla, y de manera usual de orto-fotografía cercana a 50 centímetros de resolución espacial. En el caso de no disponer de cartografía vectorial del Mapa Topográfico Nacional a escala 1:50.000, o mejor a 1:25.000 que incluye los caminos y carreteras de la zona, se puede recurrir al servidor del Instituto Geográfico Nacional.

Los servidores cartográficos de Parques Naturales o Nacionales, o de manera general el servidor del Banco de Datos de la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino [17], suponen la mejor fuente de datos para las cartografías sobre la vegetación. Estas cartografías, que normalmente estarán a nivel de comunidades o formaciones de vegetación, facilitan la planificación de los muestreos de campo. En el caso del Banco de Datos de la Biodiversidad se encuentran disponibles la cartografía del Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3) a escala 1:50.000, y del Atlas de los Hábitat de España. Esta cartografía de hábitats es el resultado de cartografiar la vegetación de España, considerando la asociación vegetal como unidad inventariable a una escala de trabajo de campo de 1:50.000. Se ha cumplimentado para formar la cartografía del inventario de hábitat de la Directiva 92/43/CE.

La escala espacial óptima para la cartografía topográfica, es de 1:10.000, no siendo recomendable una escala con menos detalle de 1:25.000, ya que el tamaño del píxel de las imágenes aeroportadas normalmente está entre 1 y 10 metros. Las cartografías de vegetación se producen normalmente a una escala espacial de 1:50.000, esta escala es suficiente para la planificación de los muestreos de campo. En el caso de la validación de la cartografía de especies generada a partir de la imagen hiperespectral, sí es recomendable disponer de cartografías a más detalle, acorde con la alta resolución espacial de las imágenes.

Es necesario tener todas las cartografías en un sistema de proyección común. Existen diversas aplicaciones en Internet y en el *software* de tratamiento de imágenes, que permiten realizar conversiones entre coordenadas geográficas (longitud, latitud) y UTM (X, Y), y entre los sistemas geodésicos de referencia ED-50 y el *European Terrestrial Referente System* 1989 (ETRS-89) [28].

Los metadatos sobre las cartografías topográficas vectoriales y temáticas están, como se ha apuntado en el apartado 1.3, estandarizados internacionalmente mediante la norma ISO 19115:2005. En el caso de ortofotos y modelos digitales del terreno se documentan siguiendo estas mismas normas, pero en un futuro se harán de manera más exhaustiva mediante la norma ISO 19115-2: 2009, especial para datos geográficos tipo raster. La IDE documenta todos su geodatos mediante ficheros XML siguiendo la norma ISO 19115:2005, con lo cual siempre se dispone de esta información de metadatos. En el caso de las cartografías de vegetación, no es usual que se distribuyan sus metadatos siguiendo la normativa ISO 19115:2005. Se suele anexar una información más básica de metadatos en ficheros de texto. Básicamente, los metadatos requeridos por este tipo de cartografías son sobre todo el organismo generador, el año de creación, el sistema de proyección, la escala espacial, y el formato en el que están almacenados los datos.

2.1.2. Muestreos de Vegetación

La imagen hiperespectral aeroportada es la base para realizar la cartografía de especies vegetales. Mediante la imagen se va a detectar las variaciones en composición y estructura de las comunidades a lo largo de la cubierta de vegetación. Tanto para el análisis de la imagen en la generación de la cartografía como para su posterior validación, se requiere del establecimiento de una serie de parcelas de campo con el objetivo de extraer información relativa a la presencia y recubrimiento de las especies, y sobre parámetros morfológicos y fisiológicos de las plantas. Esta información supone una parte muy importante de lo que se denomina “verdad terreno²³”. Estas parcelas y el muestreo que se realiza en ellas, deben estar adecuadamente definidos con respecto a los siguientes parámetros:

- **Disposición** de parcelas: localización, número, tamaño.
- **Métodos de cuantificación** de datos de interés.
- **Equipo y personal** de toma de datos.

²³ La verdad terreno es la recolección o existencia de datos temáticos reales sobre la zona y fenómeno en estudio.

La **disposición** de las parcelas a lo largo de la zona de estudio debe representar estadísticamente la variabilidad ambiental y de las diferentes comunidades. Lo más recomendable es planificar una selección estratificada, donde se cubra las posibles variaciones en la presencia, condición y composición de las especies que forman las distintas comunidades [Hansen et al, 2003]. En el caso de un proyecto de seguimiento temporal es importante que los estratos no deriven de factores dinámicos como las propias comunidades vegetales, estas parcelas pueden sufrir cambios a lo largo del tiempo y derivar en errores. Es conveniente que la estratificación esté sujeta a factores estables como el tipo de suelo o la topografía [Diefenbach y Mahan, 2002]. La estratificación y la ubicación de las parcelas se pueden determinar con ayuda de mapas topográficos, modelo digital del terreno, cartografía de vegetación, e incluso ortofotografía. Esta determinación se puede ver apoyada mediante el uso de programas de generación de puntos al azar como ArcINfo [25], o directamente por la cercanía a caminos o zonas fácilmente accesibles. Las parcelas candidatas tienen que ser visitadas para confirmar el estado de las comunidades vegetales, se seleccionan aquellas donde el muestreo no se vea condicionado por la accesibilidad de la zona (ej marisma) [Meetemayer, 2000]. El número de parcelas final dependerá, a su vez, del número de estratos y de comunidades vegetales, pero no debe ser menor a 50 o 60 [Hansen et al, 2003]. El tamaño de las parcelas es, a su vez, dependiente del tamaño de píxel de la imagen utilizada para realizar la cartografía [Dehaan et al, 2007]. Es recomendable proyectar un tamaño tres veces mayor al de la imagen, debido a que el error de georreferenciación de la imagen difícilmente es menor a un píxel.

Los **métodos de cuantificación** de datos sobre las especies vegetales presentes en las parcelas seleccionadas, como se describe en la Tabla 2.1, son variados. En cada caso los métodos de muestreo son distintos, dependiendo de si la variable medida es: la presencia y recubrimiento de las especies, la localización de especies y comunidades, o la información sobre parámetros biofísicos de las plantas:

- **Presencia y cobertura de especies:** El método de *intercepción de línea* [Canfield, 1941; Woodall y Monleon, 2008] es la técnica de muestreo más estándar y rápida para estimar el recubrimiento de cada especie dentro de una parcela de muestreo. Es un método fácilmente adaptable al tipo de formación vegetal sobre el que se va a realizar la cartografía: árboles, arbustos, o herbáceas. El método de *intercepción de línea* adaptado al muestreo para imágenes de teledetección, consiste, como se muestra en la Figura 2.1, en delimitar un área cuadrada con un tamaño tres veces superior al tamaño del píxel de la imagen. Dentro del área se establecen unos transectos de lado a lado, con una separación acorde a la resolución espacial de la imagen utilizada. En cada

transecto se muestrea el recubrimiento de cada dosel que contacta con la línea que une los lados.

En Figura 2.1 se esquematizan los transectos realizados sobre una parcela con tres especies vegetales. Una de especie no es detectada al tener poco recubrimiento y muy localizado. Densificar el número de transectos dentro al parcela, aumenta el tiempo de muestreo pero evita este tipo de errores

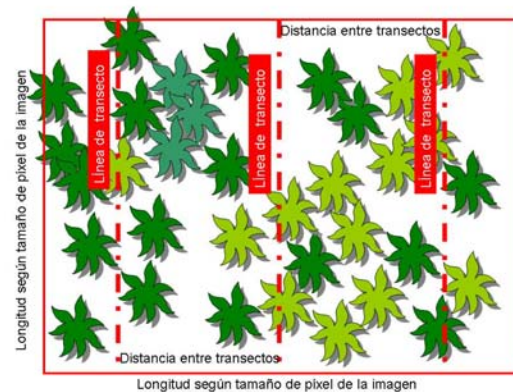


Figura 2.1.- Esquema del método de muestreo intercepción de línea adaptado a imágenes de teledetección.

- **Polígonos de especies y comunidades:** localización y perimetración de polígonos de áreas que contengan ejemplos de la variedad de las comunidades vegetales presentes. Estas localizaciones se realizan con el apoyo de la cartografía de la vegetación y con recorridos por la zona de estudio. Se seleccionan parcelas con variedades en densidad de cubierta de vegetación y diferentes abundancias relativas. Sobre estas parcelas no se realiza el muestreo de recubrimiento pero si se determina el tipo de comunidad y las especies más abundantes. Una particularidad, supone seleccionar parcelas homogéneas de recubrimiento dominante de una especie, estas parcelas serán de gran ayuda en el posterior análisis de las imágenes. El tamaño de estas parcelas, al igual que las de los muestreos de cobertura, es recomendable que cubran tres veces el tamaño del píxel de la imagen. La perimetración se realiza mediante un GPS de mano con exactitud mayor que el tamaño del píxel de la imagen.
- **Parámetros biofísicos de las plantas:** cómo se va a ver en un apartado más adelante, la firma espectral de los doseles de las plantas está asociada a diferentes características biofísicas como: contenido de clorofila en hoja, contenido de agua en hoja, arquitectura del dosel, etc. Las variaciones de estos parámetros a lo largo del ecosistema, pueden depender, a su vez, a los gradientes ambientales existentes. Es necesario, por lo tanto, estimar en muchas ocasiones algunos de estos parámetros que tengan una gran variabilidad e influencia en la firma espectral. Cada parámetro biofísico tienen su metodología estándar para medirlo, se describe con más profundidad en el apartado 2.2.1.

El **equipo** necesario para los muestreos consiste básicamente en: cámaras de fotos, cinta métrica, GPS, cartografía de apoyo de la zona. Para cada parcela es importante recoger algunos metadatos descriptivos de la situación y condiciones. Es recomendable diseñar un “estadillo o ficha de campo” para apuntar dichos metadatos. Este estadillo de campo debe recoger: localización de la parcela, tipo de ecosistema, fecha de muestreo, etc. La recogida de datos se realizará con el conocimiento previo de las especies pero contando con **personal** del área natural protegida. Es recomendable que sean mínimo dos personas las que realicen el muestro de recubrimiento, con el único requisito de un conocimiento de la especie de matorral para su identificación.

Los metadatos sobre datos de muestreos o instrumentación de campo todavía no está incluida en las normativas ISO. En los últimos años se ha desarrollado el estándar *Ecological Metadata Language* (EML) [29], que facilita la documentación sobre datos de muestreo de campo mediante ficheros en XML. Este tipo de datos está sujeto a una gran variabilidad en cuanto a metodologías e instrumentaciones, algunos metadatos pueden ir adjuntados en algunos ficheros de texto. Pueden ser la elevación, pendiente, orientación, se pueden hacer fotografías, y anotar si la parcela ha sufrido alguna perturbación.

2.1.3. Espectro-radiometría de Campo

La espectro-radiometría de campo es la técnica de teledetección, basada en espectroscopía de laboratorio, que mide la interacción de la energía electromagnética con las superficies naturales, en función de la longitud de onda bajo condiciones ambientales no controladas [Milton, 1988]. Es técnicamente menos costosa y con menos incertidumbre que la espectrometría de imagen, ya que el instrumento dispone de un tiempo ilimitado de observación y tiene muy poca interferencia atmosférica. La espectro-radiometría de campo es una técnica fundamental en la evolución de la teledetección hiperespectral, ha permitido profundizar en el conocimiento de la respuesta espectral de los materiales, y en el desarrollo de su capacidad de detección y discriminación de las superficies terrestres.

Los instrumentos utilizados en espectro-radiometría de campo, son espectrómetros no formadores de imagen que adquieren una firma espectral de carácter puntual en el espacio. Estos instrumentos han sido ampliamente utilizados en espectroscopía de laboratorio adaptándose, a partir del año 1960, para su uso en campo. Un espectro-radiómetro de campo registra la radiancia espectral del objeto que está observando. Siguiendo la terminología de Schaepman-Strub, 2005, los datos adquiridos con el espectro-radiómetro de campo se corresponde con *hemispherical-conical reflectance factor* (HCRF).

El procedimiento para la adquisición de la reflectancia espectral, con espectro-radiómetros de campo, está basado en la ecuación 2.1. Se realiza una medida de la radiancia del objeto en estudio (Figura 2.2(b)), y se divide por la radiancia medida de una superficie o panel de referencia que hace las veces de irradiancia solar (Figura 2.2(a)). La superficie de referencia se denomina “blanco de referencia”, está fabricado de un material altamente reflectante y lambertiano a lo largo de todo el espectro electromagnético. Actualmente el material estándar es el Spectralon® [Labsphere, Inc], pero también existen paneles de sulfato de bario o politetrafluoretileno PTFE. A ambas radiancias medidas, se les resta la “corriente oscura²⁴”, que es medida continuamente por el propio instrumento.

$$\rho = \frac{(L_s - CO)}{(L_b - CO)} \times 100 \quad (\text{Eq 2.1})$$

Siendo:

P: reflectancia del objeto
 Ls: radiancia de la superficie
 Lb: radiancia del blanco
 CO: corriente oscura

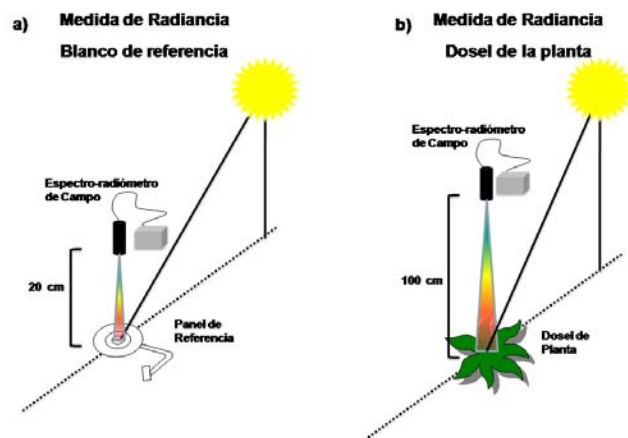


Figura 2.2.- Adquisición de firmas de reflectancia espectral de dosel de plantas mediante espectro-radiometría de campo.

Existen diversos trabajos donde se describen los procedimientos para la adquisición de firmas espectrales de materiales y superficies en campo [Salisbury, 1998; Thenkabaly et al, 2004; Schmidt y Skidmore, 2003; Hueni et al, 2006; Milton et al, 2008]. Estos trabajos hacen hincapié en que para conseguir datos de reflectancia fiables, es necesario controlar las condiciones de iluminación solar, estado atmosférico, y la geometría de adquisición con el espectro-radiómetro. Es muy importante que las medidas del blanco de referencia y el objeto, acontezcan bajo condiciones de iluminación y atmosféricas lo más parecidas posibles, recomendado que sean casi simultáneas. Las recomendaciones básicas para la adquisición de firmas espectrales mediante espectro-radiometría de campo son: ángulos de elevación solar superiores a 35°, días despejados de nubes, alta frecuencia de adquisición del panel de referencia. Esta última recomendación es de suma importancia, ya que incluso en condiciones óptimas de observación las condiciones de iluminación pueden cambiar de manera importante

²⁴ La corriente oscura es la carga fotónica interna del espectro-radiómetro.

[Milton et al, 2008]. La interposición de nubes tipo cirros, imperceptibles a la vista, pueden ocasionar errores superiores al 5% en reflectancia.

La espectro-radiometría de campo tiene tres objetivos principales: (1) el estudio de la respuesta espectral de superficies y materiales; (2) la calibración, validación de imágenes de satélite [Curtiss y Goetz, 1994]; (3) la realización de librerías espectrales para el análisis e interpretación de la imagen [Pfitzer et al, 2006]. Una librería espectral supone un conjunto de firmas espectrales que caracterizan la reflectancia espectral de las superficies o materiales en estudio. Disponer de firmas espectrales de las especies vegetales permite: poder caracterizar las diferencias espectrales entre especies, estimar el momento fenológico de mayor discriminación entre especies [ASD, 2003], un apoyo al análisis y a la interpretación de las imágenes hiperespectrales. Estas librerías espectrales también pueden ser generadas mediante espectroscopía de laboratorio o directamente desde imágenes hiperespectrales [Hueni et al, 2006].

En los últimos años, están proliferando librerías espectrales de suelos, de minerales y de especies vegetales tomadas en laboratorio o en condiciones estándar para que puedan ser aplicadas por otros investigadores. Estas librerías están formalizadas por universidades, laboratorios de teledetección, o en el marco de proyectos de investigación. Muchas de ellas son accesibles en Internet, lo que facilita disponer de firmas espectrales de manera directa y rápida. El mejor ejemplo de estas librerías espectrales, es la publicada por la NASA [30] para dar soporte de la misión *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer* (ASTER). Contiene una recopilación de firmas espectrales de materiales naturales y artificiales de otras librerías, obtenidas por distintos organismos como: *Johns Hopkins University* (JHU), *Jet Propulsion Laboratory* (JPL), y *United States Geological Survey* (USGS). Estas firmas son todavía más útiles, si están bien documentadas por metadatos sobre su adquisición, formato, etc.

Protocolo para la creación de una Librería Espectral de Especies Vegetales

Aunque los trabajos y publicaciones dedicados a las librerías espectrales sobre especies vegetales han crecido enormemente en estos últimos años [Schmidt y Skidmore, 2003; Thenkabaly et al, 2004; Pfitzner et al, 2006], y se publican protocolos como el del *Center for Spatial and Technologies and Remote Sensing* de la Universidad de California (CSTARS [31]), no existe, a día de hoy, un protocolo estándar para la toma de firmas espectrales de especies vegetales de ecosistemas terrestres mediante espectro-radiometría de campo. La respuesta espectral de las plantas es difícil de caracterizar por la gran variabilidad en el estado fenológico, en el estado de crecimiento, y la arquitectura foliar. Al ser un organismo vivo, sus

cambios en la concentración de sus componentes bioquímicos, como los pigmentos fotosintéticos pueden modificar de manera importante su respuesta espectral.

Recientemente han surgido iniciativas encaminadas a la estandarización e interoperabilidad de librerías espectrales de especies y formaciones vegetales. Claros ejemplos son el proyecto ESPECTRA de la Universidad de Alcalá [Robles, et al 2004, 32], y el proyecto *Spectranomics de la Carnegie Institution* [33]. El ejemplo más reciente es el proyecto COST que está llevando a cabo el laboratorio de Espectro-Radiometría y Teledetección Ambiental (SpecLab) del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) [34].

A partir de los citados protocolos generales de espectro-radiometría de campo, y de los procedimientos más específicos para librerías espectrales de vegetación publicados, se pueden establecer unas recomendaciones básicas para la adquisición de firmas espectrales sobre especies vegetales, en cuanto a: los sitios de muestreo, la selección de individuos, la toma de datos, el proceso de firmas espectrales, y la información relevante en metadatos:

- La **serie de sitios o parcelas** se aconseja que se distribuyan de manera estratificada, para poder recoger la diferente respuesta espectral ocasionada por las variaciones de gradientes ambientales (tipos de suelo, topografía, etc.). Su distribución y número dependerá del propio número de comunidades vegetales. Las parcelas se localizan mediante ayuda de cartografía topográfica y de vegetación de la zona, o también fotografía aérea o imágenes de satélite.
- La **selección de individuos** tiene que tener en cuenta el estado de crecimiento y desarrollo de la planta. Se seleccionan individuos mediante muestreos al azar, pero eliminando individuos dañados o en crecimiento vegetativo no representativo.
- Sobre la **adquisición de firmas espectrales** se dispone de metodologías: (1) basada en medidas de laboratorio, con la recogida de muestras en campo de material fotosintético y no-fotosintético que caracterice el dosel de la planta. Normalmente van a ser hojas y hojarasca, se deben conservar en el estado original lo mejor posible hasta el momento de la media en el laboratorio; (2) basada en medidas directas en campo sobre el dosel. Su adquisición se ciñe a las recomendaciones básicas que aseguran unas condiciones óptimas de iluminación con cielos despejados y horas con buena elevación solar. El registro continuado de la radiancia del blanco de referencia y de la superficie asegura una normalización de la reflectancia espectral. El espectro-radiómetro de campo se utilizará con el mayor FOV posible y en geometría de observación nadiral. La distancia sobre el panel de referencia será de unos 20 cm, y de 1 m sobre el dosel de la planta, asegurando abarcar la mayor área de ambas superficies sin verse contaminadas por otras. En el caso del dosel de la planta, al ser heterogéneo

en cantidad y orientación de las hojas se recomienda desplazar hacia los extremos del dosel, para integrar la mayor área posible.

- El **proceso de firmas** espectrales consiste en determinar la reflectancia espectral representativa que caracterice a cada dosel de la planta. La firma espectral media y la desviación estándar, se obtiene del muestreo realizado sobre el dosel completo de la planta
- En cuanto a los **metadatos** que deben acompañar a las librerías espectrales de especies vegetales, no existe a día de hoy una normativa de la ISO, ni de otro organismo normalizador. Si que existen iniciativas para diversificar y normalizar esta información, con la intención de mejorar su interoperabilidad entre grupos de investigación. En este sentido, iniciativas como SPECHIO de la Universidad de Zurich [Bojinski, 2003; Huenni, 2007; 22], o del profesor Milton et al, 2008 de la Universidad de Southampton, han conseguido determinar una serie de metadatos para documentar librerías espectrales. La Tabla 2.2 resume los metadatos determinados en estas dos iniciativas.

Tabla 2.2.- Metadatos de una librería espectral de especies vegetales adquirida mediante espectro-radiometría de campo			
Clase	Variable	formato	Comentario (unidades)
Muestra	ID Superficie/ Parcela / Material	Texto	Código de identificación.
	Descripción Superficie/ Parcela / Material	Texto	Texto libre explicativo
Localización	Sistema de proyección	Texto	Coordenadas, Datum, elipsóide, huso
	Longitud	Número real	X (metros o grados, oeste positivo)
	Latitud	Número real	Y (metros o grados, norte positivo)
	Altura	Número real	Z (metros sobre el nivel del mar)
Meteorología Iluminación	Angulo acimutal solar	Número real	0 -365 (grados, norte geográfico)
	Angulo cenital solar	Número real	0-90 (grados)
	Nubosidad	Entero	1-8 (adimensional)
	AOT	Número real	Espesor óptico (<i>Aerosol optical thicknes</i>). Requiere de fotómetro solar, es opcional
	Vapor de agua	Número real	Contenido de vapor de agua en columna de atmosfera (g/cm). Requiere de fotómetro solar, es opcional
Sensor	Modelo	Texto	Modelo del Espectro-radiómetro de campo
	Fecha de Calibración	yyyy/mm/dd	Fecha de calibración más reciente
	Óptica Adaptada	Número entero	Código de lente adaptada
	FOV	Número entero	Angulo de visión total de la óptica adaptada (Grados)
	Nº bandas VNIR	Número entero	Número de bandas en la región del visible e infrarrojo cercano
	Ancho de bandas VNIR	Número real	Ancho de bandas en la región del visible e infrarrojo cercano
	Nº bandas SWIR	Número entero	Número de bandas en la región del infrarrojo medio
	Ancho de bandas SWIR	Número real	Ancho de bandas en la región del infrarrojo medio
Método de Medida	Fecha de adquisición	Yyyy/mm/dd	Fecha de adquisición de firmas espectrales
	Hora de adquisición	Hh/mm	Hora de adquisición de firmas espectrales
	Ángulo de observación	Número real	Angulo entre cabeza, (grados)
	Altura sobre la superficie	Número real	Altura entre sensor – muestra (metros)
	Magnitud medida	Texto	Radiancia o Reflectancia
	Material Blanco de referencia	Texto	Sulfato de Bario, Spectralón, etc.
	Diferencia	Texto	Tiempo entre medida de blanco y muestra
	Muestreo	Número real	Tipo de barrido
		Texto	
Contacto	Organismo	Texto	Organismo responsable
	Persona	Texto	Persona de contacto
Fichero	Formato	Texto	
	Fecha de creación	Yyyy/mm/dd	Fecha de creación del fichero
	Num espectros	Número entero	
	Num bandas	Número entero	
	Procesos aplicados	texto	

2.2. Discriminación de la Respuesta Espectral de Especies Vegetales

Las especies de plantas superiores comparten una firma de la reflectancia espectral muy similar al disponer de los mismos componentes bioquímicos y estructurales. Las posibles variaciones de algunos de estos componentes entre distintas especies vegetales, pueden ocasionar diferencias en su respuesta espectral [Asner, 1998]. Es necesario evaluar si cuantitativamente esta diferencia entre especies es representativa, añadiendo además la dificultad que interpone las variaciones que se dan dentro de una misma especie por variaciones en esos mismos componentes. En este apartado se muestra la firma de la reflectancia espectral característica de la vegetación y sus fuentes de variación, también se van a ver los métodos para evaluar estas diferencias espectrales cuando se cuenta con una librería espectral de las especies de vegetación.

2.2.1. Firma Espectral de la Vegetación

La Figura 2.4 muestra ejemplos de la firma espectral, a nivel de dosel, de dos tipos de plantas en condiciones de actividad fotosintética normal. Como se ve en la Figura 2.4, la firma espectral de una planta tiene una baja reflectividad en la región del espectro del visible (0,4 a 0,7 μm), debido a la fuerte absorción de los pigmentos (clorofilas, xantofilas, carotenos). En la región del infrarrojo cercano (0,7 a 1 μm) la reflectividad aumenta considerablemente debido a los componentes estructurales que forman el espacio celular del mesófilo, con la presencia de ligeras absorciones en 960 nm dependientes de la concentración de agua acumulada. En esta región, la rápida subida de reflectancia entre la región del rojo y el infrarrojo se denomina “borde rojo” (670-780 nm). Para longitudes de onda más largas de los 1300 nm, la reflectancia está dominada por bandas anchas de absorción por la presencia de agua 1400 nm y 1800 nm. Esta actividad fotosintética enmascara la presencia de celulosa y lignina.

La reflectividad espectral de la vegetación para la región del espectro solar (0.35 a 2.5 μm), es función de las propiedades ópticas de sus elementos (hoja, tallos, madera, hojarasca) y de la estructura espacial de estos mismos. La arquitectura de la planta es función del índice de área foliar y la variedad angular en la disposición de las hojas. Esta disposición determina como afectaran los ángulos de iluminación y de observación [Jaquemond et al, 2000]. En los

siguientes apartados se repasan brevemente las características y rangos de variabilidad en la reflectancia espectral tanto de la hoja como de la arquitectura de la planta.

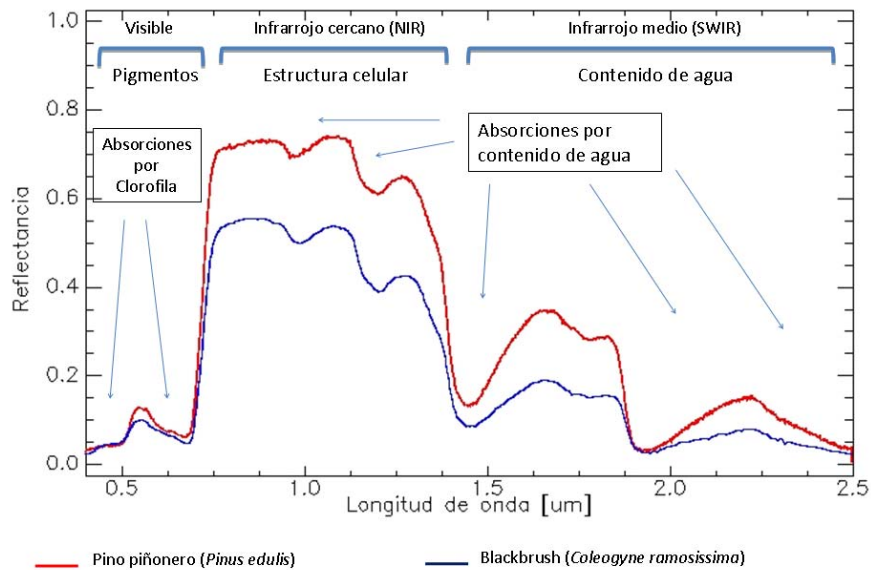


Figura 2.3.- Firma de la reflectancia espectral de la vegetación (librería espectral JHU, ENVI).

Componentes de las plantas: Reflectancia de la Hoja

La respuesta espectral de la hoja está controlada por las propiedades ópticas de los pigmentos, el contenido de agua, y la estructura de sus tejidos [Gates et al, 1965; Gausman, 1973]. La Figura 2.5 a muestra la respuesta espectral de los pigmentos presentes en las plantas superiores, la clorofila a y b, la ficocianina, la ficoeritrina y los b-carotenos. La presencia de agua en hoja domina las absorciones en la región del infrarrojo, siendo las más importantes las localizadas en las longitudes de onda de: 1.45, 1.95 y 2.7 μm y con menor importancia 0.96, 1.12, 1.54, 1.67 y 2.2 μm [Wessman, 1994]. La estructura de la hoja consiste en la cutícula, los espacios intercelulares y el mesófilo. La pared es muy translúcida, aunque la cutícula puede tener a veces cierta rugosidad o ceras que hacen que el índice de refracción cambie y refleje parte de la radiación incidente. La dispersión múltiple hace que la respuesta sea más lambertiana por lo que la reflectancia de la superficie no tiene una gran dependencia angular [Verhoef et al, 2003].

En la Figura 2.5 b se muestran los cambios de la reflectancia espectral de una hoja con actividad fotosintética y alto contenido de agua, representada en color verde, según va perdiendo contenido de agua y los pigmentos. En color rojo, se muestra la firma espectral cuando ha perdido toda actividad fotosintética y el contenido de agua, es la forma típica de la hojarasca. Los elementos no-fotosintéticos tienen espectros dominados por las absorciones

características de celulosa y lignina. Las absorciones características de los componentes bioquímicos no fotosintéticos 2100, 2280, 2340 y 2480 nm para la celulosa y anchos 2270, 2330, 2380 y 2500 nm para la lignina.

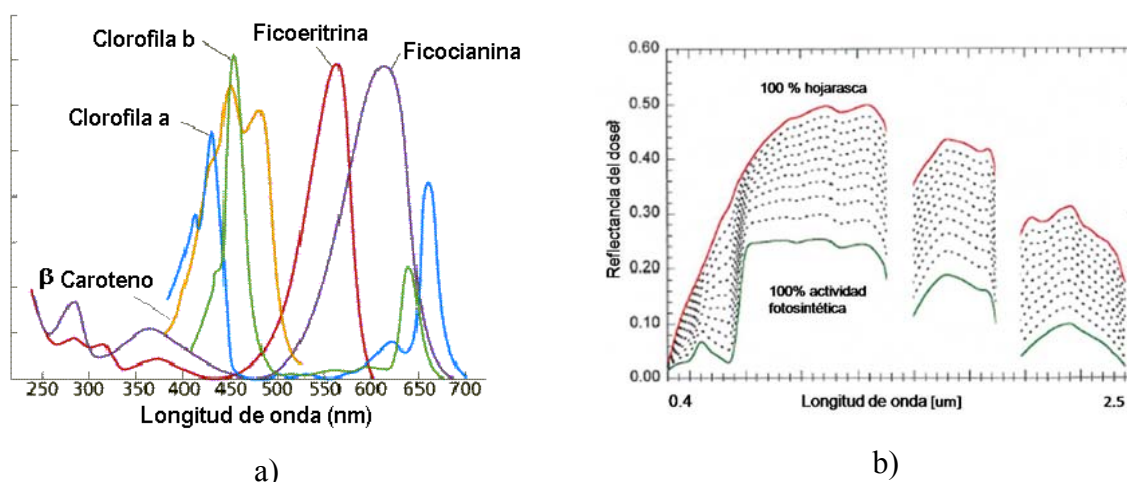


Figura 2.4.- a) Espectros de absorción de los pigmentos fotosintéticos presentes en las plantas superiores; b) Respuesta espectral de material no fotosintético [Asner, 1998].

El estudio de la influencia de los distintos componentes bioquímicos y estructurales en la respuesta espectral de la hoja dentro de la región de 400 a 2500 nm, ha avanzado notablemente a partir del empleo de modelos de transferencia radiativa de hoja desarrollados en los años 1980. De entre los modelos existentes, se puede ver una revisión en Goel [2000], el más utilizado es PROSPECT [Jacquemoud y Baret, 1990]. El modelo PROSPECT evalúa el cambio de la reflectancia de las hojas según variaciones en contenido de clorofila, pigmento, propiedades estructurales del mesófilo y el contenido de materia seca. PROSPECT supone el modelo de simulación de la reflectancia espectral estándar en el estudio y estimación de los parámetros biofísicos de la hoja mediante teledetección, ha permitido invertir la señal obtenida por los sensores y derivar los componentes bioquímicos y estructurales de la hoja.

Arquitectura de las Plantas: Índice de Área Foliar

La densidad y ordenación de los diversos componentes de las plantas en el espacio, es decir su arquitectura, tiene una gran influencia en la respuesta espectral de planta que hacen que no sea exactamente igual al de la hoja [Verhoef y Bach, 2003]. Por un lado, la existencia de huecos en el dosel de la planta va a permitir que el suelo aporte parte de señal al conjunto de la respuesta. Por otro lado, la escala relativa entre los componentes, es decir hojas muy grandes respecto a los huecos, producen efectos de dispersión múltiple. El conjunto maximiza

las pequeñas absorciones y minimiza las grandes, entrando a jugar un papel importante los ángulos de iluminación y observación.

Procesos bioquímicos como la fotosíntesis, respiración o transpiración son controlados por el follaje de la planta, es importante por lo tanto tener una medida de la cantidad de hoja presente en el dosel para poder evaluar dichos procesos [Chen y Chilar, 1995; Haboudane, 2004]. El índice de área foliar (LAI por *Leaf Area Index*) es un parámetro adimensional que describe la cantidad de hoja expuesta por cada planta, determina su capacidad para interceptar la energía fotosintéticamente activa [Imanishi et al 2003]. Watson [1947] define el LAI como el total de uno de los lados fotosintéticos de la hoja por unidad de área, para hojas circulares o irregulares no se ajusta esta definición y se adoptó la mitad del área proyectada. El LAI es un parámetro dinámico, depende de las especies, estado de crecimiento estacionalidad y condiciones ambientales. Schuzle [1982] encontró que los valores de LAI para la mayoría de las formaciones vegetales oscila entre 1 y 9, con los mayores valores para las coníferas boreales.

El LAI es difícil de estimar debido a la compleja estructura del dosel y su gran variabilidad, la Tabla 2.3 resume los dos métodos generales para estimar este parámetro [Jonckheere, 2004]. Los métodos directos son más exactos pero muy laboriosos y destructivos, ya que comprenden la recogida de muestra. Los métodos indirectos son buenos para calibrar en pequeñas áreas. Los métodos indirectos son más rápidos, y consisten en la inferencia de la medida a partir de otra variable.

Tabla 2.3.- Métodos de estimación de Índice de Área Foliar			
Tipo	Base	Método	Referencia
Directo	Recolección de hojas	Modelado de Árbol	Chen et al, 1997
	Área de hojas	Planimétrico (Licor 3000)	Daughtry, 1990
		Gravimétrico	Le Roux et al, 199
Indirecto	Contacto	Point-cuadrat	Wilson, 1960 y 1963
		Relaciones Alométricas	Smith et al, 1991
	No-contacto	Estimación de huecos (Licor 2000)	Chason et al, 1991
		Fotos hemisféricas	Mussche et al, 2001

El modelo de simulación de la reflectividad a nivel de dosel *Scattering by Arbitrarily Inclined Leaves* (SAIL) [Verhoef, 1984], es el modelo estándar en el estudio de la influencia de la abundancia y ordenación de los distintos elementos en la reflectividad de dosel. Los modelos de transferencia radiativa utilizan complejos métodos matemáticos, proporcionan y simulan el proceso de radiación a través de la hoja o planta para variaciones de parámetros vegetales. Estos modelos se utilizan para simular la reflectancia a nivel de dosel con el objetivo de analizar factores biofísicos y bioquímicos que le afectan.

2.2.2. Principios para la Discriminación Espectral de Especies Vegetales a Nivel de Dosel

Los primeros trabajos que, desde los años 1950, estudiaron las diferencias de la respuesta espectral entre especies y grupos taxonómicos de plantas, destacan unas propiedades ópticas muy parecidas debido a la similar composición química y componentes comunes [Billings y Morris, 1951; Gates et al, 1965; Knippling, 1970; Gausman y Allen, 1973]. En estos estudios, también se destaca las diferencias existentes dentro de un mismo grupo o especie, debido a la variabilidad morfológica y fisiológica que muestran los doseles en la variedad de hábitats y cambios ambientales (suelo, precipitación, topografía) [Price 1994; Portigal et al, 1997]. Aún contando con ambas dificultades en la discriminación espectral de especies vegetales, es en estos mismos estudios donde se establecen los primeros avances en la separación entre grupos y especies por su respuesta espectral. Así Gausman et al [1973] realizaron un estudio donde se destacaban algunas de las mejores regiones espectrales diferenciadoras entre grupos de plantas. Estas regiones son las correspondientes con los picos de absorción de la clorofila situados en 680, 850 nm y del contenido de agua en la hoja situados en 1650, y 2200 nm.

En los últimos años, se han realizado estudios de carácter cuantitativo que han determinado la existencia de diferencias espectrales entre las distintas formaciones vegetales y especies. Estos análisis han estudiado la separabilidad entre los grupos y especies: Cochrane [2000] estudió la diferencia entre especies de árboles tropicales detectando las regiones espectrales de 695-735 nm y 840-950 nm como las más determinantes; Ustin y Xiao [2001] en especies de bosques; Fyfe [2000] detectó diferencias entre grupos de algas acuáticas; Asner [2000] y Lewis [2002] evaluaron las diferencias espectrales entre especies arbustivas de zonas áridas, Skidmore y Schmid [1998] muestran importantes diferencias entre ocho especies de pastizales africanos en la región espectral del rojo y en 1300 nm. En la misma línea Thenkabail [2004] estudió las firmas espectrales de matorral, pasto hierbas y cultivos y recomienda 22 estrechas bandas en el visible para discriminar entre diferentes especies. Entre todos estos trabajos se puede destacar a Gregory P. Asner [1998; 2000; 2002] como el ecólogo que ha realizado un estudio más profundo y completo de las fuentes de variabilidad en la reflectancia de las plantas a todas las escalas, sus trabajos han permitido acotar las diferencias espectrales entre tipos de vegetación y especies.

La reflectancia espectral de la vegetación, a nivel de dosel, muestra una amplitud en función del albedo o brillo de las propiedades reflectivas de la planta y suelo [Huete, 2000]. La presencia y concentración de los diversos componentes químicos determinan la posición y anchura de las bandas de absorción, dándole la forma característica de la respuesta espectral [Asner, 1998]. Cualquier cambio en el contenido bioquímico y en la estructura de la planta va a tener un reflejo en mayor o menor medida en esta respuesta, variando en forma y amplitud

la firma espectral. Para la cuantificación de la separabilidad espectral entre especies han de tener en cuenta estas posibles variaciones; en primer término la variabilidad intra-específica de sus elementos (hojas, pigmentos, estructura celular) ocasionada por el rango en las condiciones ambientales que pueden colonizar [Lewis, 2000]. En este sentido la Figura 2.6 a muestra las variaciones en la respuesta espectral del dosel de una planta debido a variaciones en LAI de 0,5 a 8. También variaciones en ángulo foliar y los ángulos de observación e incidencia van a afectar a la amplitud [Cocrane, 2000]. En un segundo término, la similitud en forma y amplitud de las distintas especies involucradas (similitud inter-específica), las concentraciones de pigmentos pueden variar [Gates, 1965]. La Figura 2.6 b muestra pequeñas diferencias en pigmentos que se pueden observar en el visible [Elvige, 1990].

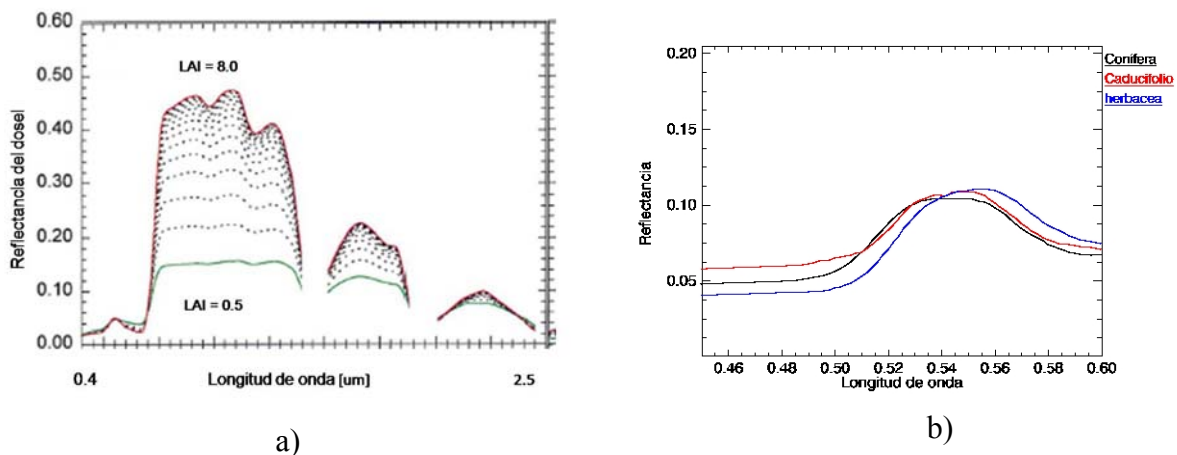


Figura 2.5.- a) Cambios en amplitud y forma debidos a LAI [Asner, 1998]; b) Diferencias espectrales en el VNIR debido a la presencia de pigmentos.

Métodos para la Estimación de la Variabilidad Intra-Específica

La reflectancia de la vegetación está gobernada por un pequeño número de parámetros físicos y fisiológicos que pueden variar en una misma especie en el tiempo y en el espacio [Fyfe, 2003]. Las especies vegetales se desarrollan y aparecen en un amplio rango de condiciones ambientales. Son muchos los aspectos que pueden hacer variar la presencia y concentración de pigmentos fotosintéticos y la arquitectura de los doseles dentro de una misma especie. Algunos de estos aspectos pueden ser: diferentes tipos de suelo, distintas condiciones de acceso a los recursos hídricos, inclinación y orientación de la ladera [Portigal et al, 1997; Fyfe, 2003]. La variación del estado fenológico intra-específica hace más difícil la discriminación entre especies, hace solapar la firma característica de unas especies con otras.

La variabilidad espectral dentro de los grupos de plantas tiene implicaciones muy importantes en la cartografía de especies [Lewis, 2002]. Dependiendo de la capacidad de adaptación de la especie a la variedad de parámetros ambientales como iluminación, recursos

hídricos, y temperatura, sus individuos van a mostrar un mayor o menor rango en sus características y elementos. Para las especies objetivo de la cartografía, es importante evaluar dicho rango de variabilidad y su aporte en la respuesta espectral. Uno de los parámetros más determinantes para la firma espectral del dosel y que mayores grados de variación puede mostrar es el LAI [Asner, 1998]. Existen métodos físicos y empíricos para evaluar la variabilidad intra-específica de la respuesta espectral:

Combinando modelos de transferencia radiativa de hoja (Ej. PROSPECT) y de dosel (Ej. SAIL), se puede modelizar el rango de variación de la respuesta espectral de las especies vegetales en función de la variabilidad de sus componentes como el LAI, contenido de pigmentos, contenido de agua, sustrato etc. Estas modelizaciones son más exactas cuando la variabilidad de estos parámetros es real y no teórica.

Los métodos empíricos están basados en medir la respuesta espectral con espectroradiómetros de campo sobre los doseles de individuos que presentan diferencias en los citados parámetros. Directamente se mide la reflectancia espectral sobre individuos seleccionados, evaluando los cambios en la firma espectral. Para cuantificar estos cambios, se puede utilizar la estimación de la correlación existente entre las firmas espectrales de las plantas con la variación [Van de Meer, 2006], es decir si aumenta o disminuye la respuesta espectral en función de los cambios de la planta. También el coeficiente de variación entre de la respuesta espectral [Asner, 1998]. El coeficiente de variación es el ratio entre la desviación estándar y la media ecuación 2.2.

$$CV = \frac{S}{X} \times 100 \quad (\text{Eq 2.2})$$

Siendo
CV: coeficiente de variación,
S: desviación estándar
X: media

Métodos para la Estimación de la Similitud Inter-Específica

La diferencia espectral entre especies se puede ver representado por variaciones en la concentración relativa de pigmentos fotosintéticos, la presencia de pigmentos auxiliares. Sus concentraciones facilitan la colonización de hábitats con unas determinadas condiciones de iluminación variable. También se pueden producir variaciones en los tipos de la hoja, cociente hoja madera, la estructura del dosel. Estas diferencias son más importantes entre tipos de vegetación y tipos de adaptaciones [Asner, 1998; Thenkabail, 2004].

La profundidad y el ancho de las absorciones de los pigmentos y la magnitud de reflexión puede ser bastante diferente entre especies [Ustin, 1996]. La similitud espectral entre especies está basado en analizar cuantitativa y cualitativamente la reflectancia espectral,

se utilizan técnicas de estadística clásica como la discriminación y patrón de reconocimiento, agrupándose en una denominación de “Spectral Matching” o “Análisis Espectral”, [Hamayouni, et al 2003; Van der Meer, 2004]. Estos métodos estiman cómo de iguales son dos espectros, en forma y amplitud, obtenidos en plantas de dos especies distintas. Según se considere el espectro en todas las longitudes de onda o sólo en una, existen dos tipos denominados totales y puntuales respectivamente.

Tabla 2.4.- Métodos de estimación de similitud espectral entre firmas espectrales					
Tipo	Sub-Tipo	Métrica			Referencia
Total	Determinísticas	Distancia euclídea			Cochrane, 2000
		Ángulo Espectral	Spectral	Angle	Kruse et al, 1993; Thenkabaly et al, 2003
		Mapper (SAM)			Sweet et al, 2002
		Correlación	Spectral	Similarity Value	(SSV)
Puntual	Estadísticas	Genéticas			Vaiphasa et al, 2007
		Probabilidad Bhattacharyya			Smith et al, 2003
		Jeffries-Matusita			Thomas et al, 2003
	Clásicas	PCA			Thenkabaly et al 2004
		Análisis discriminante			Lewis, 2003
	Estocástica	Derivada			Cochrane, 2000 ; Curran et al, 1998
		Paramétrico			Fyfe, 2003
		No paramétrico			Skidmore et al, 2003; Vaiphasa et al, 2003
		divergencia, entropía, probabilidad		Asier Chang, 2002	

Los métodos totales entre las firmas espectrales de plantas obtienen un valor general que tiene en cuenta las diferencias en la reflectancia a lo largo de toda la región espectral considerada, esta diferencia se mide según distintas métricas (ángulo espectral, la distancia euclídea o la correlación) resumidas en la Tabla 2.4. La medida de la similitud puntual también evalúa las diferencias entre espectros en forma y amplitud pero para cada longitud de onda independientemente, con ello obtenemos las zonas de mayor separación entre espectros, algunas de las más aplicadas se muestran en la Tabla 2.4.

CAPÍTULO 3.

Análisis sub-píxel de Imágenes Hiperespectrales Mediante Desmezcla Espectral



Para obtener la cartografía de especies vegetales a partir de imágenes hiperespectrales, se tiene que estimar la presencia y cobertura de las distintas especies vegetales en cada píxel de la imagen. El dosel de árboles o arbustos y el tamaño de plantas herbáceas es normalmente menor que el tamaño de píxel, por ello el análisis es necesario que se realice a nivel sub-píxel. Se han desarrollado diversos algoritmos para este tipo de análisis, los denominados algoritmos de desmezcla espectral son los más utilizados con las imágenes hiperespectrales [Lewis, 2000]. Estos algoritmos son cada vez más accesibles y fáciles de aplicar por la comunidad científica

En este capítulo se introduce la base física de la mezcla de los distintos elementos integrantes que el sensor observa sobre el terreno al formar un píxel. También se repasan la variedad de algoritmos de desmezcla espectral existentes. La cartografía de la presencia y abundancia de las especies vegetales obtenidas mediante las imágenes hiperespectrales aeroportadas tiene que ser verificada con datos de campo o cartografías, se presentan en este capítulo los procedimientos de uso más extendido para esta verificación.

3.1. Inicios del Análisis Sub-Píxel de las Imágenes de Teledetección

Los primeros satélites de observación de la Tierra destinados al estudio de los recursos naturales, comienzan en la década de los años 1960 con la aparición de los sensores multispectrales. Estos sistemas adquieren imágenes en la parte óptica del espectro electromagnético (0.35-14 μm), y entre ello se puede destacar: la serie NOAA de 5 bandas, dos de ellas en el térmico, y 1 km de píxel; la serie Landsat-TM de 7 bandas y 30 m de píxel; la serie de SPOT H-XS de 10 m de píxel.

Para la extracción de la información temática de las imágenes de estos sistemas de observación, se adaptaron métodos de clasificación provenientes de la probabilidad estadística

clásica [Richards, 1997]. Los primeros métodos de clasificación desarrollados se denominaron de tipo “duro” o de píxel “completo”, donde cada píxel de la imagen es asignado a una de las clases temáticas mediante similitud o probabilidad. Estos algoritmos de clasificación se aplicaron para cartografiar masas forestales utilizando imágenes NOAA-AVHRR [Mucher et al 2000, Lucas et al, 2000], y Landsat-TM [Foody, 1999]. Los resultados de estos trabajos, coinciden en que las imágenes multispectrales funcionaban bien en zonas homogéneas de cultivos, pero no eran adecuadas en zonas de mezcla o ecosistemas fragmentados. Estos sistemas junto con algoritmos de tipo “duro”, mostraban limitaciones frente formaciones vegetales de similar respuesta espectral [Carvalho et al, 2004], o en zonas muy heterogéneas o de poca cobertura de vegetación como las zonas áridas [Okin y Roberts, 2001]. Un claro intento de mejorar la capacidad de clasificación de este tipo de algoritmos, lo demuestra el desarrollo de los clasificadores basados en redes neuronales²⁵ [Skidmore 1997; Kamismky, 1997], y “de árbol” [Tatem et al, 2001] que se apoyan de información del terreno, topografía, geología, datos de las coberturas. Su uso mejora el poder de discriminación llegando en algunos casos, como el trabajo de Skidmore [1980] a cartografiar con bastante éxito diferentes especies de eucaliptos.

Todas las superficies terrestres son heterogéneas en alguna escala espacial, independientemente del tamaño de píxel de la imagen [Chen, 2006]. La información adquirida por el sensor, se corresponde con la mezcla de los materiales o superficies dentro del GIFOV sobre el que se proyecta el tamaño de píxel de la imagen. Por ejemplo, el tamaño de los doseles de las distintas especies vegetales varía entre los pocos cm² de un nanofanerofito (ej Tomillo) o herbáceas, a cerca de los 10 m² de un gran árbol. Estos doseles van a ser normalmente menores que el tamaño del píxel, por lo tanto, el caso más normal es que dentro de un píxel se encuentren distintas especies de una comunidad vegetal. La necesidad en algunas aplicaciones como la detección de especies invasoras, la cartografía de especies, la evaluación de la composición específica o el estudio de formaciones vegetales en zonas áridas, demandan un análisis no tan categórico de cada píxel de la imagen. Esta necesidad provocó el desarrollo de algoritmos de clasificación denominados de tipo “suave”, que tienen en cuenta que los píxeles son una mezcla de diversos elementos de la escena sobre la que se adquiere la imagen. Estos algoritmos obtienen para cada píxel la variada composición de los

²⁵ Las redes neuronales consisten en una simulación de las propiedades observadas en los sistemas neuronales biológicos a través de modelos matemáticos recreados mediante mecanismos artificiales.

elementos que lo forman. Este tipo de algoritmos son por ejemplo, lógica difusa²⁶ y “Desmezcla Espectral”. Los primeros estudios a nivel sub-píxel sobre la cubierta vegetal con este tipo de algoritmos, son los llevados a cabo con las imágenes Landsat-TM para estimar la fracción de cobertura vegetal en píxeles grandes en zonas áridas [Smith, Ustin, Adams, 1990]. También los realizados para estimar cuantificaciones de biomasa [McCloy y Hall, 1991].

Con la aparición de la teledetección hiperespectral, que aumenta de forma muy considerable la información espectral de la imagen, se fomentó el uso y desarrollo de los algoritmos de clasificación sub-píxel denominados “Métodos de Desmezcla Espectral”. Estos algoritmos están implementados en los *software* de tratamiento de imágenes de teledetección comerciales (ERDAS; ENVI; PCI, etc.), lo que facilita un uso a todo tipo de usuarios de la comunidad científica. También iniciativas como el proyecto europeo HYPER-I-NET (por *Hyperspectral Imaging Network*) [35] han estandarizado, diversificado y fomentado la accesibilidad de estos algoritmos en los últimos años.

3.2. Firma Espectral del Píxel: Proceso de Mezcla

En el apartado 1.2.1, se ha descrito el modelo simplificado de la radiancia espectral que llega al sensor cuando la señal adquirida en cada píxel de la imagen integra los fotones provenientes únicamente del área de terreno correspondiente al GIFOV, y este terreno está formado por un solo tipo de superficie o material. La realidad es más compleja, el terreno observado está normalmente formado por varios materiales que incluso tienen tamaños diferentes entre ellos. La señal espectral total integrada que se registra en cada píxel es función de tres procesos que mezclan la señal de cada material.

- **Mezcla de la radiancia espectral** de los materiales/superficies que integran el GIFOV.
- **Respuesta espacial del sensor** sobre los materiales/superficies dentro y fuera del GIFOV.
- **Efecto de adyacencia** de los materiales/superficies fuera del GIFOV provocado por la atmósfera.

A continuación se va a ver en detalle cada uno de estos procesos.

²⁶ La lógica difusa utiliza expresiones que no son ni completamente verdaderas ni completamente falsas, es la lógica aplicada a conceptos que pueden tomar un valor cualquiera de veracidad dentro de un conjunto de valores que oscilan entre dos extremos, la verdad absoluta y la verdad total.

3.2.1. Mezcla de la Radiancia Espectral

El tamaño del píxel o GIFOV es dependiente de la resolución espacial del sensor y de la altura de la plataforma (ver Anexo II). El píxel integra la señal de las superficies de la parte de terreno correspondiente al GIFOV. Siempre que dicha superficie no sea homogénea, la señal del píxel es fruto de la mezcla de los elementos o materiales integrantes. En este proceso de mezcla influyen tanto el tamaño relativo entre los materiales como sus propiedades ópticas [Adams, Smith y Gillespie, 1993], produciendo básicamente dos modos de mezcla espectral:

- **Modelo Lineal** (Figura 3.1 a): asume que cada fotón que forma el píxel solo interacciona con uno de los materiales integrantes del GIFOV, la reflectancia total del píxel es la suma lineal de las reflectancias de cada material. Se produce cuando los tamaños entre los materiales son proporcionales entre ellos.
- **Modelo no Lineal** (Figura 3.1 b): una disposición de los materiales muy intrincada con una escala pequeña o diferencias de tamaños entre ellos muy importantes, ocasiona que cada fotón interaccione con varios materiales formando efectos de dispersión múltiple.

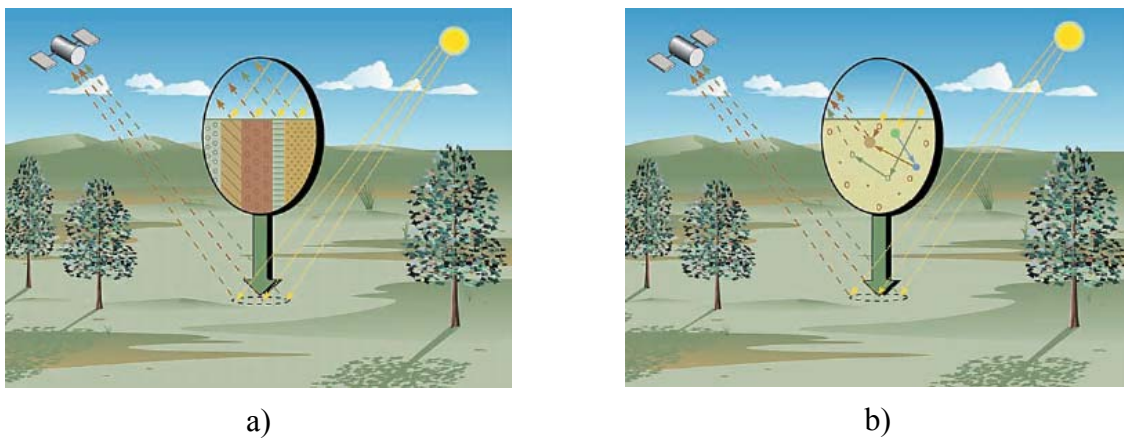


Figura 3.1.- Esquemas de los modelos de mezclas espectrales; a) Modelo Lineal; b) Modelo No lineal [Keshava y Mustard, 2002].

El modelo más sencillo es el lineal, donde la firma espectral adquirida por el sensor es el resultado de la combinación lineal de las firmas de los materiales que lo forman y solo condicionado por sus respectivas abundancias. La linealidad se comprueba cuando se dispone de mayor resolución espacial, es decir de tamaños de píxel más pequeño, los materiales dominantes son más fácilmente identificables, si no el proceso de mezcla es no lineal. En el caso de una superficie con comportamiento de mezcla no lineal, por ejemplo por una elevada rugosidad, una aproximación lineal es muchas veces suficiente, aunque menos exacta para estimar las proporciones de los elementos [Boardman and Kruse, 1998].

El modelo de mezcla lineal se describe en la ecuación 3.1. El modelo asume que el píxel contiene un número C de clases de materiales u objetos, como pueden las especies vegetales o tipos de suelos, estas clases son independientes entre ellas. La firma espectral que puede registrar el sensor de cada material es representado en el espacio de frecuencias como una gaussiana de distribución n-dimensional de media m y matriz de varianza-covarianza N, siendo n el número de bandas del sensor la composición del píxel vendrá dado por el modelo estadístico de media m(f) y matriz de varianza-covarianza N(f) teniendo en cuenta que las proporciones de cada clase de objeto viene dada por f= (f1.....fC)t:

$$\begin{aligned} \mathbf{m}(\mathbf{f}) &= \sum_{i=1}^c f_i a_i \mathbf{m}_i^* = \sum_{i=1}^c f_i \mathbf{m}_i \\ \mathbf{N}(\mathbf{f}) &= \sum_{i=1}^c f_i a_i \mathbf{N}_i^* = \sum_{i=1}^c f_i \mathbf{N}_i \end{aligned} \quad (\text{Eq. 3.1})$$

Donde:
 f_i : proporción de la clase i
 \mathbf{m}_i : firma espectral de la clase i
 $\mathbf{m}(\mathbf{f})$: media de las proporciones f
 $\mathbf{N}(\mathbf{f})$: matriz de varianza-covarianza
 a_i : es el área de terreno del píxel

Aplicando el modelo lineal de la ecuación 3.1 en imágenes sobre ecosistemas terrestres que van a estar formados por comunidades vegetales y un sustrato sobre el que se desarrollan, la fracción de cada especie vegetal es proporcional a la abundancia de área cubierta de la proyección del dosel [Roberts, et al 1998]. La escala de heterogeneidad viene determinada por el tamaño de los doseles de las formaciones vegetales y su agregación espacial. Por un lado, encontramos tamaños de plantas que van de los pocos centímetros para herbáceas y plantas pequeñas, hasta metros para doseles de arbustos y árboles. Por otro lado, el modo de agregación espacial que desarrollen estas formaciones, disperso o intrincado, puede hacer diferente su respuesta, ya que también aporta señal el suelo o especies acompañantes. En un extremo de alta homogeneidad podemos situar la superficie de césped de un campo de deportes, a cualquier resolución espacial tendrá la misma respuesta espectral. También un bosque de taiga con extensiones mono-específicas, representa un ecosistema homogéneo para una imagen con una resolución espacial menor de los 20 m. Esta formación vegetal es menos homogénea para una imagen de pocos metros de píxel, ya que tiene una distribución de especies y de planta-suelo. El extremo de alta heterogeneidad, lo representa el ecosistema semi-árido con alta diversidad de especies vegetales y en distribución planta-suelo [Asner et al, 1998]. Estas formaciones tiene las mayores dificultades para una cartografía desde imágenes hiperespectrales, incluso para imágenes de alta resolución espacial cuando las coberturas son menores del 20 % [Okin et al, 2001].

3.2.2. Respuesta Espacial del Sensor

Una mejor detección y diferenciación de los materiales incluidos dentro de cada píxel y sus proporciones, es dependiente de la respuesta espacial del sensor. La respuesta espacial es el modo en que el sensor registra espacialmente la señal para formar el píxel. Factores como la óptica, los detectores y la electrónica hacen, que por un lado, la señal proveniente del GIFOV no sea uniforme, y por otro que contenga parte de señal de las superficies de alrededor [Cracknell, 1998]. Que estos dos efectos se presenten en mayor o menor medida, lo determina la función de respuesta espacial del espectrómetro de imagen (PSF por *Point Spread Function*). Esta función describe como el sensor va a realizar la convolución espacial de los elementos dentro del píxel, resume cómo se dispersa una fuente de energía puntual a través de la óptica de los detectores [Schowengerdt, 1997]. Como muestra el ejemplo de la Figura 3.2, con la representación PSF perteneciente a un sensor tipo *whiskbroom* con un tamaño de píxel de 6 m, la respuesta del sensor va a ser más sensible a las partes centrales del píxel y menos en las partes de los extremos. También se observa que existe algo de respuesta en partes de los pixeles vecinos.

La PSF se puede modelizar como la función gaussiana que escanea un patrón espacial de entrada $g(u,v)$ en la escena, en un patrón de salida de imagen $r(x,y)$ [Huang, 2002].

$$PSF(x-u, y-v) = \exp\left[-\frac{(x-u)^2 + (y-v)^2}{2\sigma^2}\right]$$

(Eq 3.2)

Donde:

x e y : son las coordenadas imagen

u y v : son las coordenadas en la escena

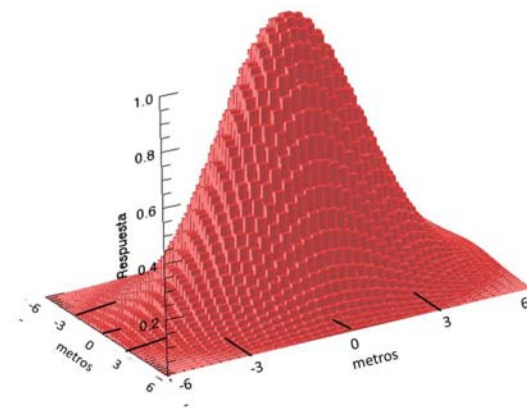


Figura 3.2.- Modelo gaussiano de la PSF para un sensor tipo *whiskbroom* con 6 m de tamaño de píxel.

Los espectrómetros de imagen se diseñan optimizando la PSF. El gran objetivo de sus imágenes es la detección y estimación de abundancia de elementos dentro del píxel. Según Dr Daniel Slapfer [en comunicación personal], actualmente estos diseños son suficientemente buenos no superando una PSF de 1.5 para los sensores tipo *whiskbroom* y 1.3 para los sensores tipo *pushbroom*. Una vez adquirida la imagen, la posibilidad de minimizar su efecto se realiza por métodos no todavía muy desarrollado y que trastocan la información radiométrica de la imagen.

3.2.3. Efecto de Adyacencia de la Atmósfera

La Figura 3.3 a esquematiza los distintos componentes del flujo de radiancia que llegan al sensor dentro de región del espectro solar [Richter et al, 2006]. El componente 1 es aportado por la dispersión atmosférica de la radiancia que no ha interactuado con la superficie terrestre, es una radiancia que se modeliza y elimina por medio de los procedimientos de corrección atmosférica repasados en el apartado 1.2.3. El componente 2 contiene la información directa de la superficie objeto de estudio. Los componentes 3 y 4, son también introducidos por el efecto de la dispersión atmosférica, pero sobre una radiancia que si ha interactuado sobre las superficies que rodean al píxel. Este último componente se denomina “adyacencia” o PSF atmosférica [Sanders et al, 2001], y es una radiación contaminante que incrementa la correlación espacial entre píxeles vecinos. El efecto de adyacencia, como se muestra en la gráfica Figura 3.3 b, es función del tipo de superficie cercana al píxel. En la gráfica ambas radiancias espectrales provienen de parcelas de vegetación rodeada de suelo desnudo. La firma de radiancia espectral resultante está influenciada por la alta reflectancia del suelo desnudo en la parte del visible, pero se observa que la firma en azul está más afectada que la roja, por estar más cercana al borde. Es un efecto dependiente de la resolución espacial del sensor, de las coberturas presentes [Verhoef, 2003].

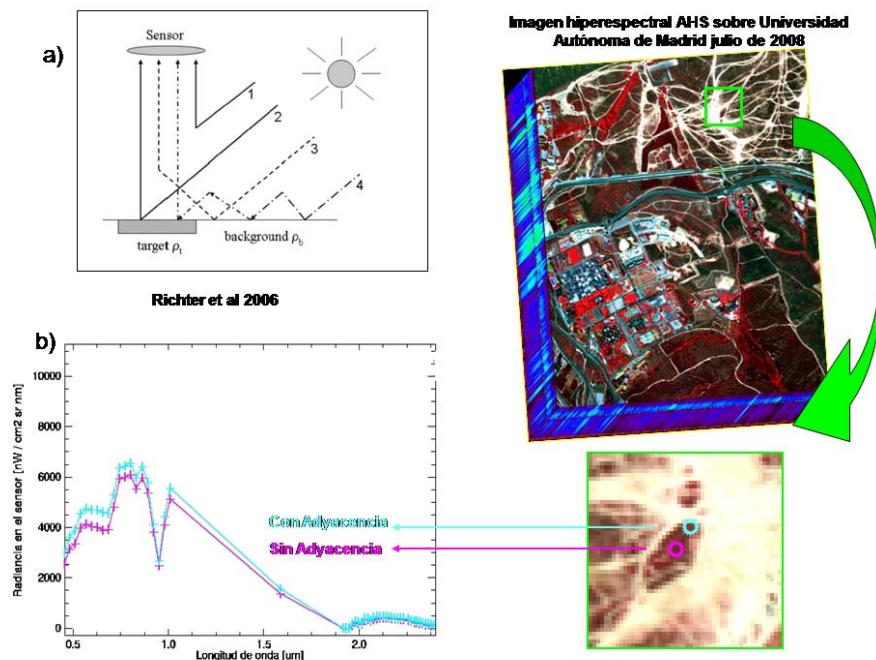


Figura 3.3.- Influencia del efecto de adyacencia; a) esquema de los componentes de la radiancia que llega al sensor [Richter, 2007]; b) radiancia espectral de dos píxeles de una imagen hiperespectral, con y sin efecto de adyacencia [Imagen INTA AHS, ESA DESIREX].

El efecto de adyacencia es poco importante en la detección o clasificación sobre imágenes de zonas homogéneas como puede ser zonas de cultivos. En la detección de materiales a nivel sub-píxel es bastante importante cuantificar y eliminar este efecto, para hacer más factible que el algoritmo pueda diferenciar entre los distintos materiales. En la cartografía de especies es importante eliminarlo, ya que afecta a la amplitud de la respuesta espectral en la parte del visible e infrarrojo cercano, y como se ha visto en el apartado 2.2.2, es fuente de variabilidad intra-específica. Los métodos de corrección atmosférica basados en códigos de transferencia radiativa, han implementado algoritmos para eliminar este efecto atmosférico y obtener unas imágenes hiperespectrales de salida con la reflectancia más exacta [Richter et al, 2006]

3.3. Algoritmos de Desmezcla Espectral

Los algoritmos de desmezcla espectral (SU por *Spectral Unmixing*, o SMA por *Spectral Mixture Analysis*) transforman los valores de reflectancia de la imagen en una estimación con significado físico de la cobertura de cada material integrante a nivel sub-píxel [Keshava y Mustard, 2002]. La firma espectral integrada en cada píxel de la imagen, es descompuesta en los materiales con propiedades espectrales características y diferentes entre sí denominados “componentes puros” (*endmembers*) [Adams, Smith y Gillespie, 1993]. El funcionamiento de este algoritmo, está basado en un procedimiento de inversión que estima el mejor ajuste de mínimos cuadrados entre la firma espectral del píxel y un conjunto de firmas espectrales que representan a los “componentes puros” buscados. Esta premisa del algoritmo, obliga a disponer, a priori, de una muestra de dichas firmas espectrales.

El grado de exactitud de estos algoritmos es dependiente, por un lado, de la configuración espectral de la imagen en cuanto a número de bandas, ruido presente de la imagen, y por otro lado, del número y origen de los componentes puros introducidos [Kruse, 1998]. El resultado de aplicar un algoritmo de desmezcla espectral es un nuevo conjunto de imágenes, una por cada componente puro utilizado, mostrando la presencia y proporción dentro de cada píxel. Siguiendo a Keshava [2003] el desarrollo del análisis de desmezcla espectral se ejecuta en tres fases:

- **Reducción de la dimensionalidad de la imagen:** mediante procedimientos estadísticos no-paramétricos como el Análisis de Componentes Principales o Fracción Mínima de Ruido (MNF por *Minimum Noise Fraction*) [Green et al, 1988]. La imagen se reduce a unas cuantas bandas que contienen la mayor parte de la variabilidad y una

mínima correlación espectral entre ellas, asegurando para el caso del MNF unas imágenes con el menor ruido posible. El alto número de bandas espectrales continuas de las imágenes hiperespectrales, hace que en muchas la información sea redundante. El objetivo de la reducción es quedarse con una representación mínima posible de la señal que puedan llevar a cabo la diferenciación que se realiza mediante la desmezcla.

- **Selección de firmas espectrales representativas de componentes puros:** las firmas espectrales de componentes puros se denominan “de referencia” cuando son obtenidos mediante espectro-radiometría de campo o de laboratorio. Su origen puede ser firmas espectrales tomadas de materiales de la propia zona de estudio, o de otras librerías espectrales existentes y consultables. En Internet hay disponibles librerías espectrales, como se ha apuntado en algunos ejemplos en el apartado 2.1.3. Esta consulta es muy válida en el caso de firmas espectrales de minerales, pero en el caso de especies vegetales estas librerías no son tan versátiles, al depender de las condiciones de adquisición. Cuando estas firmas están extraídas directamente de la imagen se denominan “de imagen” [Tompkins et al, 1997]. Pueden ser obtenidos mediante métodos directos conociendo un píxel o grupo de píxeles concretos de la imagen, por ejemplo mediante cartografías o visitas de campo. También se pueden obtener utilizando métodos indirectos como el índice de píxel puro (PPI por *Pixel Purity Index*) [Boardman et al, 1995]. El algoritmo PPI esta implementado en la mayoría del *software* de tratamiento de imágenes. El número de espectros de entrada que tiene que ser menor que el número de bandas de la imagen.
- **Método de inversión:** en el caso de modelos lineales la inversión se calcula por ajuste de mínimos cuadrados. En el caso de los modelos no lineales el método de inversión está basado en una parametrización del albedo de dispersión individual, es decir de la probabilidad que un fotón sea reflejado en su interacción con las condiciones reflectivas del material y su tamaño. Aunque los algoritmos de desmezcla espectral no-lineales han sido desarrollados y utilizados en diversas aplicaciones [Ju et al, 2003; Roberts et al, 2003], son muy complicados de utilizar y demandan una alta exigencia de cálculo, son para casos muy específicos y controlados [Miao, 2006]. Todavía no se ha llegado a demostrar que la interpretación de sus resultados mejore mucho a los métodos lineales [Keshava y Mustard, 2002].

A lo largo de los últimos años se han desarrollado varios tipos de métodos de desmezcla espectral lineal, los más utilizados son: *Linear Spectral Unmixing* (LSU) [Adams y Smith, 1986, Gillespie, 1990]; *Mixture Tuned Matched Filtering* (MTMF) [Bordman et al, 1995]; *Multiple Endmember Spectral Mixture Analysis* (MESMA) [Roberts et al, 1998].

Básicamente, las diferencias entre estos algoritmos lineales son el número de componentes requeridos y el método de inversión:

- El algoritmo MTMF no necesita que se introduzcan todos los componentes puros presentes en la escena, permite que sean sólo los buscados en la cartografía. Recorre la imagen detectando las zonas que son inviables y falsas para cada componente puro. El algoritmo LSU sí depende de introducir todos los componentes puros para conseguir un resultado interpretable, requiere un conocimiento previo de las superficies sino los resultados pueden ser falsos. MESMA, como se verá en el siguiente apartado, permite además la variedad espectral presente de cada elemento con la variedad de firmas.
- LSU y MESMA son algoritmos basados únicamente en el ajuste de mínimos cuadrados. MTMF también se basa en mínimos cuadrados, pero previamente utiliza técnicas de reconocimiento de patrones espectrales para ver que píxeles se parecen más a los buscados.

El algoritmo LSU, que en su traducción al castellano es Análisis Lineal de Mezclas Espectrales (ALME) y el MTMF, son los algoritmos más utilizados en cartografías de especies. MESMA es el desarrollo más reciente, que al incorporar la capacidad de tener en cuenta la variabilidad de cada componente puro, aporta muchas opciones para estas cartografías. En los siguientes apartados se va a profundizar en los algoritmos ALME y MESMA.

3.3.1. Análisis Lineal de Mezclas Espectrales (ALME)

El Análisis Lineal de Mezcla espectral (ALME, LSU por *Linear Spectral Unmixing*) fue por primera vez introducido por Horwitz en 1971, pero han sido autores como Adams, Smith y Gillespie [1993] o Sabol et al [1992] los que han mostrando su capacidad en el análisis de imágenes hiperespectrales. Está basado, tal como se describe en las ecuaciones 3.3 y 3.4, en asumir que la respuesta espectral R de un píxel es una combinación lineal de la respuesta espectral S y abundancia relativa A de un número de componentes puros C .

Notación matemática

$$R(\lambda) = \sum_{i=1}^C F_i S_i(\lambda) + E(\lambda) \quad (\text{Eq 3.3})$$

Siendo:

R: reflectancia total del píxel en la longitud de onda λ F_i : proporción de cobertura del componente puro C S_i : reflectancia del componente puro C en la longitud de onda λ E: error residual en la longitud de onda λ

C: número de componentes puros

Notación matricial

$$R = FS + E \quad (3.4)$$

Siendo:

R: vector columna de tamaño $\lambda * 1$ F: vector $C * 1$ S: matriz $\lambda * C$

E: matriz de error

El procedimiento asume que todos los componentes puros C son conocidos y que su número es menor al número de bandas ($C \leq \lambda$). Se puede estimar la abundancia relativa A mediante mínimos cuadrados, para ello se seleccionan los componentes puros C que minimicen la función cuadrática sujeto a dos restricciones para la entrada de A:

a) para que tenga un significado físico las abundancias no pueden ser negativas

$$A_i \geq 0 \quad i=1, \dots, C$$

b) las abundancias totales dentro del píxel tienen que sumar 1

$$A_1 + A_2 + \dots + A_C \geq 1.$$

Cada píxel de la imagen va a tener un error asociado en la estimación de las presencias y abundancias de los materiales, este error es la varianza no explicada por el conjunto de los componentes puros introducidos. El error residual del ajuste del modelo es la diferencia entre la reflectancia del píxel medida y la reflectancia modelada si todos los componentes puros estuviesen representados [De Jong, 2003]. El RMSE del ajuste se describe en la ecuación 3.5, y valora lo que se aleja de la linealidad o la selección de los componentes puros [Richards, 1997].

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\varepsilon_i)^2} \quad (\text{Eq 3.5})$$

Siendo:

 ε : error de la desmezcla en la longitud de onda λ

n: número de componentes puros

Modo de Empleo

El algoritmo ALME se ha aplicado con buenos resultados en trabajos de geología, mineralogía, y materiales urbanos [Plaza et al, 2004; Asner et al, 2008]. En la actualidad, ha sido implementado en la mayoría del *software* comercial de tratamiento de imágenes. Su uso está muy facilitado mediante entornos de ventanas y con las herramientas de visualización de

imágenes hiperespectrales y manejo de firmas espectrales de estos *software*. El procedimiento para aplicar el ALME se resume en:

- 1) La imagen hiperespectral es seleccionada conteniendo las bandas espectrales que van a entrar en el análisis. En el caso de haber aplicado algún algoritmo de compresión como componentes principales o MNF, se seleccionan las bandas que acumulan mayor varianza y por lo tanto menor ruido.
- 2) De la librería de firmas espectrales que contiene los componentes puros, se selecciona el grupo de firmas que van a entrar en el análisis. Espectralmente se tiene que elegir las mismas bandas de las firmas espectrales que los elegidos en la imagen hiperespectral, e igualmente aplicar el mismo algoritmo de compresión realizado en la imagen.
- 3) Se indica el valor máximo que tienen que sumar las abundancias de los componentes puros, normalmente por defecto se restringe a 1.
- 4) El resultado es una imagen que contiene el mismo número de bandas que el número de componentes introducidos, más una banda con el error cuadrático medio por píxel. Cada banda se representa en una escala de grises, con valores de 0 a 1 según la abundancia de ese componente puro dentro de cada píxel.

3.3.2. MESMA Multiple Endmember Spectral Mixture Analysis

El algoritmo ALME únicamente permite la entrada de una firma espectral representativa de cada componente puro, esta limitación no le capacita para tener en cuenta la variabilidad natural del mismo material a lo largo de la zona de estudio. Dicha variación se presenta muy claramente entre las especies vegetales, como se ha repasado en el capítulo 2. El algoritmo MESMA (*Multiple Endmember Spectral Mixture Analysis*) [Roberts et al, 1998] es una modificación de ALME, que permite a cada píxel de la imagen aplicar un rango de firmas espectrales de un mismo componente puro. Aplicando MESMA se ha abordado la cartografía en aplicaciones variadas como: coberturas nevadas [Painter et al, 2003], zonas urbanas [Powel et al, 2007], cartografía geológica [Okin et al, 2001], modelos de combustibles forestales. En la cartografía de especies vegetales también ha obtenido buenos resultados, en cartografía tipo se hoja perenne y hoja caduca del chaparral [Bachman, 2005] y en matorral [Roberts, et al, 1998; Deninson and Roberts, 2003; Roberts, et al, 1998].

El procedimiento de desmezcla espectral que utiliza MESMA está basado en estimar todas las posibles combinaciones que se pueden dar en la imagen hiperespectral, teniendo en cuenta hasta un máximo de tres tipos de coberturas, más el añadido de las variaciones en el

componente de sombra que se pueda encontrar. Cada cobertura se corresponde con una diferente librería espectral que contenga su propia variabilidad. Para la aplicación de MESMA en la cartografía de especies vegetales, estas coberturas típicamente son: material fotosintético de las distintas especies vegetales, material no-fotosintético también de las distintas especies, y los diferentes tipos de suelo.

Cuando se introducen un nutrido número de firmas espectrales, es conveniente hacer una selección de las firmas más representativas de cada tipo de especie vegetal y de cada tipo de suelo. Para ello MESMA ha implementado diferentes técnicas que puedan realizar esta tarea: 1) *Endmember Average RMSE* EAR [Dennison and Roberts, 2003], se seleccionan los componentes puros de cada clase que obtienen menor RMSE, 2) *Minimum Average Spectral Angle* MASA [Dennison, 2003] se seleccionan los componentes puros de cada clase que obtienen menor ángulo espectral medio.

Modo de Empleo

El algoritmo MESMA no está implementado en un *software* comercial de tratamiento de imágenes. Una opción para trabajar con MESMA, es utilizar un *software* creado por *ViperTools* [36] para asociar a ENVI. Es una empresa creada por la propia gente que ha desarrollado este algoritmo Roberts y Dennison, y han puesto el algoritmo de manera abierta y gratuita para la comunidad científica (se descarga desde su página de Internet).

La Figura 3.4 muestra la ventana principal del *software* MESMA de *ViperTools*. En la parte superior se encuentran los controles para seleccionar la imagen y las diferentes librerías espectrales con las que se va a trabajar. En la parte intermedia se configuran las opciones para el cálculo de la presencia y abundancia de los componentes puros, indicando la cuantificación del componente de sombra. En la parte final se indica el nombre y localización de la imagen de salida.

De manera más detallada los pasos de aplicación son:

- 1) La imagen hiperespectral es seleccionada conteniendo los canales que van a entrar en el análisis, en el caso de tener la imagen con alguna compresión realizada en componentes principales o MNF. También tiene que coincidir el número de bandas
- 2) Las librerías tienen que tener el mismo algoritmo aplicado. Se seleccionan las librerías que han salido para cada material o superficie, de la selección de componentes puros óptimos.
- 3) Las opciones de construcción se adecuan a los resultados buscados y los datos de entrada.

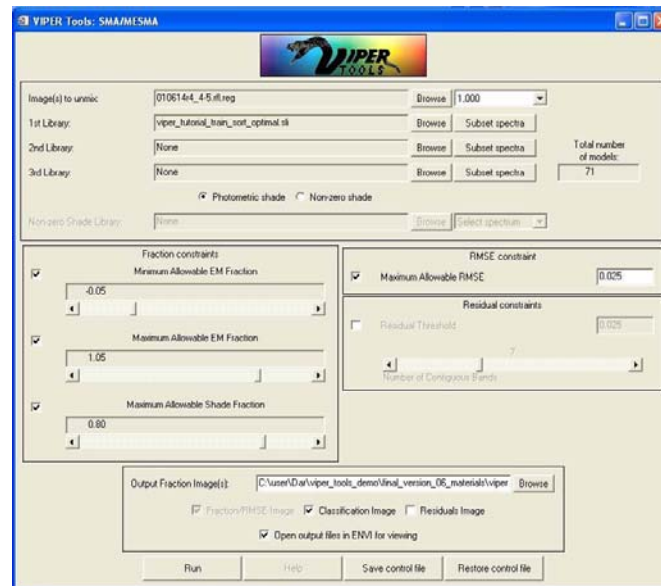


Figura 3.4.- Ventana principal del *software* MESMA para ENVI desarrollada por ViperTools [Roberts y Gardner, 1998].

3.4. Validación de la Cartografía de Especies Vegetales

Una vez aplicados los algoritmos de desmezcla espectral sobre las imágenes hiperespectrales aeroportadas, las imágenes resultantes indican el recubrimiento de cada especie vegetal considerada. La incertidumbre de la cartografía obtenida es función de las características de los elementos de cada unidad en la que se basa el procedimiento aplicado (ver la Figura 2): la zona de estudio, la separabilidad espectral entre especies vegetales, el sensor hiperespectral utilizado, y la librería espectral y algoritmo de desmezcla aplicados. Desde el punto de vista del sistema hiperespectral aeroportado y de la propia aplicación, es importante estimar qué incertidumbre se tiene en la cartografía final obtenida [Curran, 2000]. Se transforma dicha incertidumbre en valores de exactitud mediante un proceso de validación.

La validación de resultados permite al usuario valorar su grado de acuerdo con la realidad, los riesgos que corre al tomar decisiones sobre la información generada. El conocimiento del error nos permitirá conocer en qué márgenes se mueve el nivel de confianza [Woodcock et al, 2005]. Estos mapas de salida serán más fieles a la realidad, según todas las entradas al procedimiento sean, a su vez, más precisas y exactas. Por lo tanto, se requiere comprobar la exactitud de la cartografía generada frente a una realidad. Esta realidad pueden ser mapas de vegetación existentes, o datos de recubrimiento muestreados en parcelas de campo.

En el apartado 1.3.2 se apunta las normativas publicadas para estimar y documentar la calidad de datos geográficos y cartografías temáticas. En el siguiente apartado se describen los métodos que proponen estas normativas, para validar los productos temáticos obtenidos por teledetección.

3.4.1. Medidas de Exactitud Temáticas

En el esquema de calidad definido por las normativas ISO 19113 y 19114, se estipula estimar sobre el elemento temático la exactitud de los atributos calculados comparando con una “verdad terreno” o datos de referencia. A su vez, la normativa ISO 191138 proporciona una serie de estimadores de la calidad de los datos en el caso de datos temáticos. Para estimar el grado de exactitud, se utilizan dos aproximaciones distintas en función de la naturaleza continua o clasificada de la variable.

En el caso de una comparación frente a datos de naturaleza continua, como son los muestreos de la cobertura de especies realizadas en parcelas de campo, la exactitud temática se puede evaluar mediante el error medio cuadrático (RMSE) descrito en la ecuación 3.6. Los requisitos sobre la muestra de datos que toman como la realidad, es su independencia en la generación de los productos, y que sean representativos de la variabilidad presente en la zona de estudio, que asegura una comparación estadísticamente sólida entre cartografía temática y “verdad terreno” [Aspinall, 2002].

$$RMSE_T = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Cc_i - Ca_i)^2} \quad (\text{Eq 3.6})$$

Siendo:
 RMSE_T: error cuadrático medio temático
 Cc: Cobertura de especie en campo
 Ca: Cobertura de especie en imagen AHS
 N: número de observaciones

En el caso de datos clasificados, la normativa recomienda validar los datos resultantes utilizando la “matriz de confusión” o tabla de contingencia [Congalton and Green, 1999], donde se resumen los acuerdos y desacuerdos entre las clases de la cartografía temática obtenida y las clases reales. La comparación se puede realizar frente a cartografía existente o también datos tomados en campo.

La matriz de confusión, como se puede ver en la Figura 3.5, es una matriz cuadrada de k clases sobre un número total N de píxeles de la cartografía generada desde la imagen. En las columnas se sitúan las clases de referencia, en la fila las clases de la cartografía obtenida. Por lo tanto, el valor de cada celda es el correspondiente al número de píxeles encontrados con la clase representada en la referencia y en la imagen. La diagonal expresa el número de píxeles de la verificación donde se produce acuerdo entre las dos fuentes.

Sobre la matriz se puede calcular la exactitud total, los errores de comisión y omisión, exactitud del productor y del usuario:

- Fiabilidad o exactitud total es el número de píxeles sumados en la diagonal (los correctos) frente al total. Es el tanto por ciento de muestras correctamente asignadas.
- Errores de Comisión: se producen al asignar un objeto a una categoría que no le corresponde son errores por exceso.
- Errores por Omisión: se producen al no asignar un objeto a su clase correspondiente, son errores por defecto.
- La Exactitud de Producción: es la probabilidad de asignar un objeto a la clase correcta, se obtiene dividiendo lo correctos de esa clase frente al total de esa clase
- La Exactitud de Usuario : es la probabilidad de que el valor del mapa sea el bueno

		Columnas i (valores de referencia)				
		1	2	3	k	n i
Filas j (valores de la clasificación)	1	N_{11}	N_{12}	N_{13}	N_{1k}	N_{1n}
	2	N_{21}	N_{22}	N_{23}	N_{2k}	N_{2n}
	3	N_{31}	N_{32}	N_{33}	N_{3k}	N_{3n}
	k	N_{k1}	N_{k2}	N_{k3}	N_{kk}	N_{kn}
	n j	N_{n1}	N_{n2}	N_{n3}	N_{nk}	N

Figura 3.5.- Esquema la representación matemática de la matriz de confusión.

Del mismo modo, a partir de la matriz de confusión se puede obtener una métrica para estimar la exactitud de la cartografía temática mediante el análisis multivariante kappa [Congalton, 1983]. El coeficiente Kappa (K) se obtiene entre las medidas de la diagonal y las columnas y filas como se describe en la ecuación 3.7. Kappa mide la diferencia entre el acuerdo mapa-realidad observado y el que cabría esperar simplemente por azar. Intenta delimitar el grado de ajuste debido únicamente a la exactitud de la clasificación, prescindiendo del causado por errores aleatorios [Huddosn, ramn, 1987]. Los valores de K pueden ir de 0 a 1, un valor de 0.7 indica que son un 70 % mejores de lo esperable al azar. Valores por debajo de 0.4 son un mal resultado que atribuye el acierto al azar.

$$\kappa = \frac{N \cdot \sum_{i=1}^r \text{MCM}(i,i) - \sum_{i=1}^r \left(\sum_{j=1}^r \text{MCM}(i,j) \cdot \sum_{j=1}^r \text{MCM}(j,i) \right)}{N^2 - \sum_{i=1}^r \left(\sum_{j=1}^r \text{MCM}(i,j) \cdot \sum_{j=1}^r \text{MCM}(j,i) \right)}$$

(Eq 3.7)

Siendo:

MCM: Matriz de Confusión

r: número de clases clasificación

n: número de observaciones

i: clase de referencia

j: clase de la clasificación

PARTE II

CARTOGRAFÍA DE ESPECIES DEL MATORRAL DE LA RESERVA BIOLÓGICA DE DOÑANA MEDIANTE EL SISTEMA HIPERESPECTRAL AEROPORTADO INTA-AHS

En el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la Reserva Biológica de Doñana, se desarrollan comunidades de matorral pirófito que han sustituido de manera mayoritaria al matorral “noble” y los bosques originales de alcornoque (*Quercus suber*) y sabinas (*Juniperus phoenicea ssp. turbinata*). Los estudios llevados a cabo hasta la actualidad por otros grupos de investigación, han alcanzado un profundo conocimiento de la ecología y distribución espacial de las comunidades del este tipo de matorral. Este conocimiento ha sido importante para poder formalizar una cartografía de especies mediante teledetección hiperespectral aeroportada.

En esta parte de la tesis se ha evaluado la aplicabilidad del sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS en la cartografía de especies de matorral. Para llevar a cabo esta cartografía se ha aplicado el procedimiento descrito en la parte I. En la Figura 3 se muestra el esquema del procedimiento aplicado.

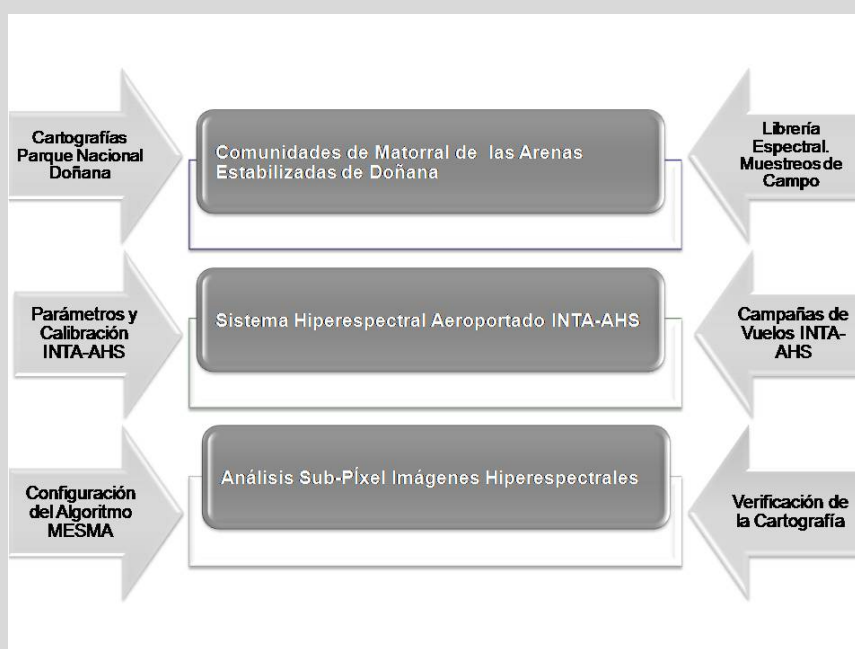


Figura 3.- Esquema del procedimiento general para la generación de la cartografía del matorral de Doñana mediante el Sistema Hiperespectral Aeroportado INTA-AHS.

Siguiendo el esquema de la Figura 3, esta parte de la tesis se divide en tres capítulos: el capítulo 4 describe el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la Reserva Biológica de Doñana, y las especies de matorral presentes. También describe los datos auxiliares y de campo necesarios para la cartografía; el capítulo 5 muestra la adquisición y proceso de las imágenes hiperespectrales aeroportadas INTA-AHS de dos campañas de vuelos realizadas en los años 2005 y 2008, también muestra la evaluación de la capacidad del sistema INTA-AHS para la cartografía del matorral de Doñana; finalmente el capítulo 6 explica la obtención de la cartografía de las especies dominantes y su verificación.

CAPÍTULO 4.

El Matorral de la Reserva Biológica de Doñana. Datos Auxiliares y Librería Espectral

Comunidades de Matorral de Arenas Estabilizadas de Doñana

Sistema Hiperespectral Aeroportado INTA-AHS

Análisis Sub-Píxel de Imágenes INTA-AHS

El matorral pirófito que se desarrolla en el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* supone un hábitat fundamental para la fauna existente en el Parque Nacional de Doñana. El conocimiento de la distribución espacial a nivel de especie de esta formación vegetal, puede ser una herramienta muy importante para la gestión del área protegida. La cartografía del matorral llevada a cabo mediante el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS, se ha centrado en la Reserva Biológica de Doñana.

En el presente capítulo se muestra la adquisición y preparación de los datos auxiliares sobre la zona de estudio y las comunidades de matorral. La librería espectral de las especies de matorral, adquirida mediante espectro-radiometría de campo, ha sido utilizada para caracterizar la respuesta espectral de las distintas especies y analizar su separabilidad espectral.

4.1. El Matorral de Doñana

4.1.1. Parque Nacional de Doñana

El Parque Nacional de Doñana (en adelante PND) es una de las áreas protegidas más emblemáticas de España y Europa por la riqueza de su diversidad biológica [García Novo, 2007]. El PND se sitúa en el margen derecho de la desembocadura del río Guadalquivir en la costa sur-atlántica de la Península Ibérica, entre las latitudes 37° 7' / 36° 48' y las longitudes 6° 12' / 6° 34'. Declarado Parque Nacional en 1969, es desde 1981 Reserva de la Biosfera, desde 1988 Zona de Especial Protección para la Aves (ZEPA), y desde 1994 Patrimonio de la Humanidad de la UNESCO [García Novo y Marín, 2005]. En la actualidad, como se puede ver en la Figura 4.1, después de la última ampliación realizada en el año 2005, el área ocupada por el PND ha ascendido hasta las 54.252 ha. Es el corazón del denominado “Espacio Natural o Ámbito de Doñana” que junto con el Parque Natural de Doñana, con

53.709 ha, forman una área protegida de 108.429 ha perteneciente a las provincias de Huelva, Sevilla y Cádiz.

La gestión del PND está a cargo de la Junta de Andalucía desde el traspaso de competencias el 1 de julio de 2006. Aún así, según la ley 5/2007 de Parques Nacionales, el Consejo de la Red de Parques Nacionales [37] y el patronato de Doñana [38] son organismos consultivos donde la administración central está representada.

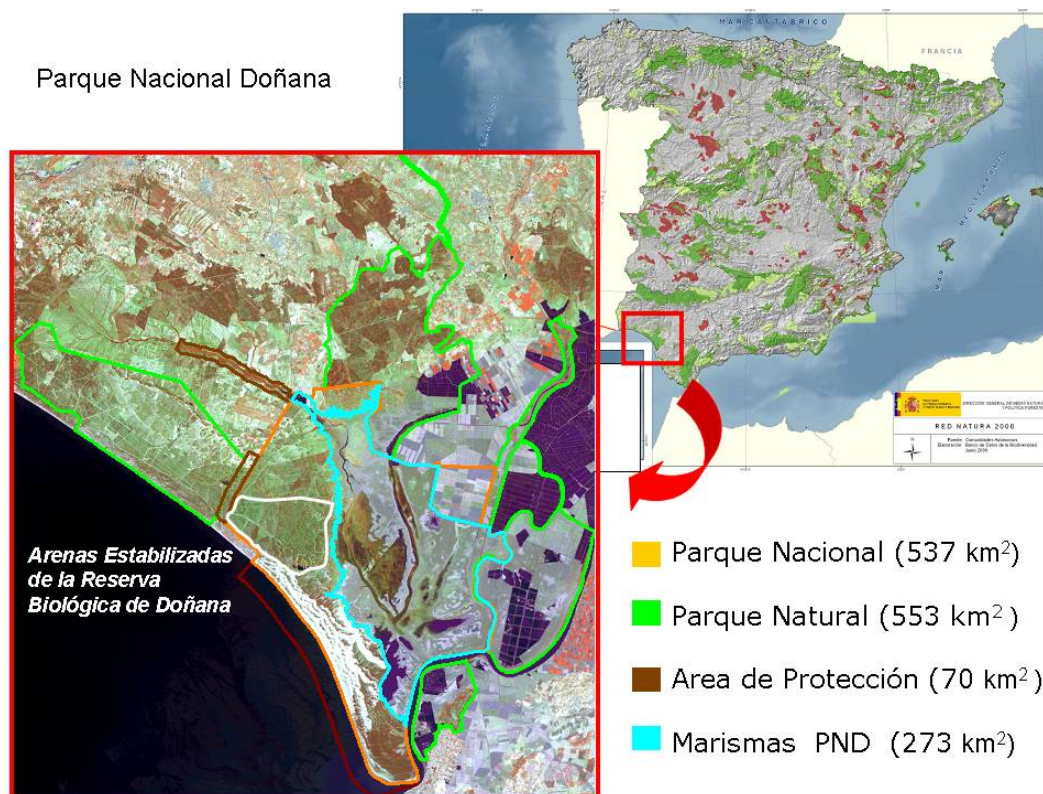


Figura 4.1.- Localización geográfica del ecosistema de las Arenas Estabilizadas de la Reserva Biológica de Doñana dentro del Parque Nacional de Doñana.

Los paisajes actuales de Doñana tienen un origen muy reciente, caracterizado por un desarrollo de formaciones litorales y fluvio/litorales debido a los procesos geológicos del Bajo Guadalquivir [Rodríguez R., 1996; García Novo y Marín, 2005]. Siguiendo la Aproximación Ecosistémica de Doñana de Montes et al [1998], el PND forma parte del Gran Ecosistema Litoral de Doñana y se divide, según el agente modelador de sus procesos geológicos y la diversidad litológica, en tres distintos ecodistritos diferentes: 1) ecodistrito marisma formado por mecanismos morfo-sedimentarios de limos y arcilla, que suponen lo que queda de las antiguas Marismas del Guadalquivir; 2) ecodistrito costero constituido por un sistema de flechas litorales y playas; 3) ecodistrito eólico que se corresponde de un típico sistema de dunas del litoral denominado Manto Eólico Litoral. Este manto está compuesto por la superposición de capas dunares depositadas por el viento en tiempos del cuaternario,

pudiendo diferenciar a lo largo de su extensión entre dunas de carácter fitoestables, semiestables y activas.

El clima es de tipo mediterráneo con influencia oceánica, lo que se traduce en inviernos húmedos moderadamente fríos y veranos secos y cálidos. La precipitación anual media está entre 550 y 600 mm/año, pero el régimen de lluvias determina las condiciones ambientales. Por un lado, es muy importante la variabilidad de la precipitación en el transcurso del año, se diferencia una época de lluvias de octubre a marzo, y una época seca de abril a septiembre. Por otro lado, la precipitación total en el año puede ser muy variable entre años. La Figura 4.2 muestra los índices pluviométricos medidos en la estación del PND para los dos años correspondientes a las imágenes hiperespectrales utilizadas en esta tesis. Se observa un año muy seco en el caso del período 2004/2005, con un total de precipitación menor a los 200 mm, y un año especialmente lluvioso con más 700 mm en el período 2007/2008.

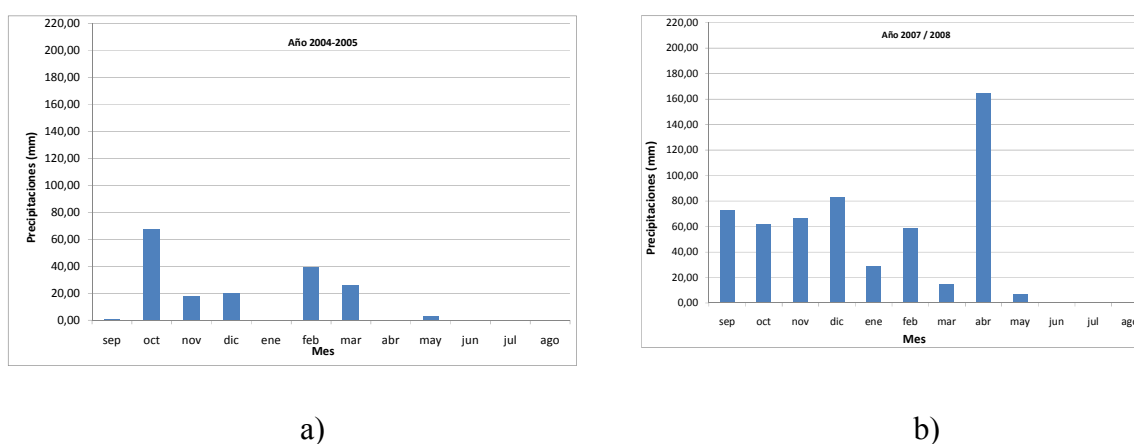


Figura 4.2.- Índices pluviométricos del Parque Nacional de Doñana [Estación pluviométrica Palacio de Doñana]: a) período 2004/ 2005; b) período 2007 / 2008.

Las aguas subterráneas juegan un papel esencial en la generación y mantenimiento de los paisajes de Doñana [Manzano, 2007]. El PND yace sobre el acuífero de Doñana, también llamado Unidad Hidrogeológica Almonte-Marismas (antiguo Acuífero 27 y actual Acuífero 05-51 + 04-14 en la nomenclatura del Instituto Geológico y Minero de España (IGME)). El IGME (1983) publicó una exhaustiva descripción de este acuífero, donde se destacaba que sobre una capa común impermeable de margas azules del Mioceno, se han ido superponiendo un conjunto de unidades sedimentarias del Plioceno y del Cuaternario. Estos sedimentos no consolidados y de grano fino, depositados en ambientes sedimentarios fluvio-marino, tienen capacidad para almacenar y transmitir agua. Son unidades de arena y arcilla de diferente espesor conectadas espacialmente e hidráulicamente entre si [Manzano y Custodio, 2007]. De estas unidades destaca la unidad eólica formado por sedimentos recientes de arenas

pliocuaternarias que suponen gran parte de acuífero "libre" o zona de recarga pluviosa del acuífero.

La imagen de la Figura 4.1 es una imagen obtenida en abril de 2004 por el sensor *Enhanced Thematic Mapper* (ETM) a bordo del satélite Landsat-5. En la imagen destaca lo que muchos estudiosos de este enclave natural destacan; “*Interfaz de varios mundos biológicos: fluvial, terrestre y marino*” [García Novo, 1994]; “*Rico y variado mosaico de ambientes de gran importancia ecológica*” [González Bernáldez, 1970]. La mitad oriental contrasta del resto por el color azulado, esta zona se corresponde con la Marisma, formada por sustratos arcillosos de gran desarrollo fluvio/litoral [Rodríguez Ramírez, 2002]. En la parte occidental se desarrolla el sustrato arenoso derivado de un gran desarrollo de formaciones litorales. Este Manto Eólico está formado conjuntamente por un sistema dunar activo y un sistema dunar fitoestabilizado. El frente de dunas destaca por los colores blancos que da la alta reflectividad de las arenas. La zona de *Arenas Estabilizadas* se muestra en la imagen por un mosaico de tonos verdes parduzcos y rojos que constituye un tapiz de formaciones vegetales. Por último, destaca La Vera, se trata de la franja meridional y estrecha de dirección norte-sur que forma un ecotono entre la Marisma y el Manto Eólico.

4.1.2. Zona de Estudio: Arenas Estabilizadas de la Reserva Biológica de Doñana

En la Figuras 4.1 se destaca un vector perimetral en blanco que delimita el área cubierta por el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* dentro de La Reserva²⁷ Biológica de Doñana (RBD). Es la zona de estudio sobre la que se centra esta tesis.

La RBD son 6.974 ha dentro de los límites del PND que fueron declaradas en 1964. Incluye representación de los ecosistemas más importantes del PND; marismas, dunas móviles y arenas estabilizadas, y está gestionado por la Estación Biológica de Doñana (EBD) perteneciente al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC).

Las *Arenas Estabilizadas*, también llamadas “cotos”, es un manto eólico compuesto por varias generaciones de dunas holocenas. Estas dunas deben su formación a la movilización de grandes contingentes de arena procedentes del mar, movidas por fuertes vientos de predominancia poniente en sucesivos periodos [Rodríguez-Ramírez et al, 1996]. La geomorfología, los procesos ecológicos, y la presencia humana han ido modelando su paisaje [Ramos, 2002]. En Montes, et al [1998] se cartografiaban hasta un total de cinco unidades

²⁷ Las zonas de reserva son aquellas áreas que contienen valores naturales de primera magnitud de acuerdo a su rareza, fragilidad, biodiversidad, e interés científico que requieren el máximo grado de protección [cita]

(ecosecciones) dentro del Manto Eólico diferenciados por sus rasgos geomorfológicos, su carácter evolutivo y expresión hidrodinámica. De estas cinco unidades, tres son de dunas fitoestables donde se desarrollan las comunidades de matorral. El sustrato arenoso de naturaleza quarcítica, tiene una gran capacidad para infiltrar el agua de lluvia debido a su escasa agregación, compactación y a la granulometría variable [Siljeström et al, 1994]. Esta particularidad, le permite formar un gran ecotono entre las áreas de recarga y descarga del acuífero [Muñoz Reinoso, 1997]. El acuífero tiene zonas saturadas en contacto con la atmósfera, que sufren fuertes oscilaciones del nivel freático en función de la carga de lluvias. Estas zonas saturadas se han visto afectadas por las extracciones continuadas sobre el acuífero.

La orografía dunar de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD es una característica muy importante de este ecosistema. La Figura 4.3 muestra el modelo digital del terreno (a) y la imagen de orientación de las pendientes (b), donde se observan las alturas, pendientes y orientaciones de la serie de dunas. En La Figura 4.3 se observa el gradiente topográfico Oeste-Este desde la zona denominada *Las Naves* con una elevación media de 40 m sobre el nivel del mar, formada por dunas más recientes y más altas. Hacia la zona denominada *Manto Arrasado* en este caso con una elevación media de 18 m, y formada por dunas más antiguas y bajas. La zona más al este, antes de llegar a las marismas, se encuentran la zona más baja denominada *Vera*. En esta figura también se observa el micro-relieve dunar a pequeña escala que hace que continuamente existan ondulaciones a lo largo del ecosistema [Muñoz Reinoso y García Novo, 2000].

En la documentación existente hasta el siglo XIV sobre la vegetación de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD, se refieren a esta área como el *Bosque de las Rocinas*. Es descrito como un bosque climácico diverso y cerrado dominado en las zonas más bajas y húmedas por alcornoque (*Quercus suber*) y Acebuches (*Olea europea var. sylvestris*) [Rivas Martínez, 1980]. En las zonas más elevadas, secas y cercanas al litoral dominaba la sabina (*Juniperus phoenicea ssp. turbinata*) y el enebro (*Juniperus oxycedrus subs macrocarpa*). En las partes más aclaradas de este bosque aparecía un denominado “monte noble” mediterráneo con especies de matorral esclerófilo como el mirto (*Myrtus comunis*), el lentisco (*Pistacia Lentiscus*), y el labiérnago (*Phyllirea angustifolia*) [García Novo, 2005]. Es a partir del año 1628 con el permiso de usos ganaderos y madereros, cuando el paisaje comienza a sufrir un mayor aclareo adquiriendo la fisonomía de una dehesa. Para mantener la productividad se instauró un régimen de fuegos con 10-12 años de recurrencia que transformó la zona hacia el matorral serial de especies pirófitas existente en la actualidad [Granados Corona, 1988].

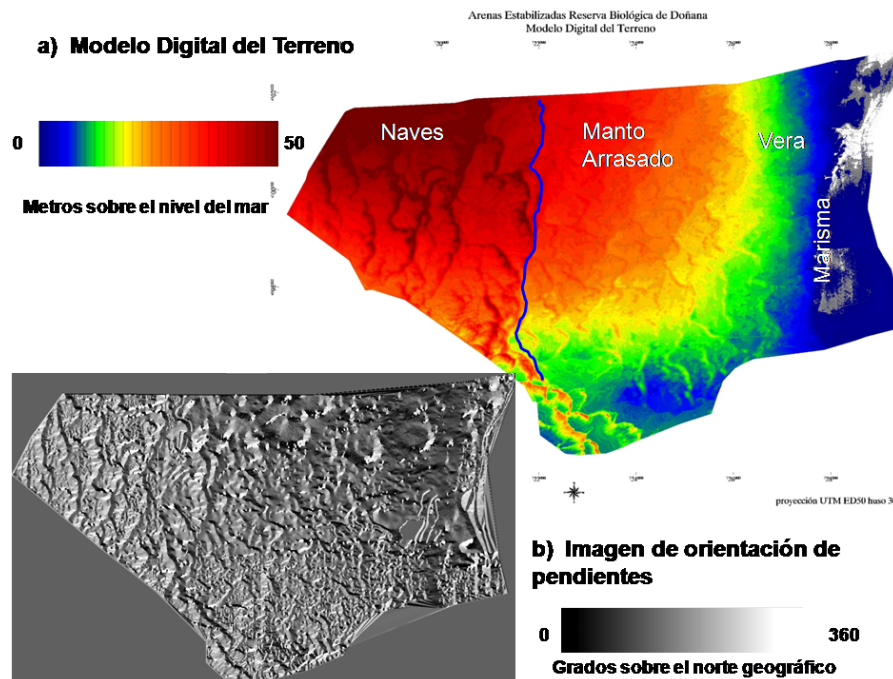


Figura 4.3.- Topografía dunar de las Arenas Estabilizadas de la Reserva Biológica de Doñana; a) Modelo Digital del Terreno; b) Mapa de orientación de pendientes.



Figura 4.4.- Fotografía panorámica del ecosistema de las Arenas Estabilizadas.

En el presente, la vegetación de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD, se compone de restos de bosque ancestral climácico de alcornoque y sabinas, pinares de repoblación (*Pinus pinea*), algunos pastizales en las zonas más deprimidas, zonas muy relictas de matorral noble, abundando sobre todo un mosaico de comunidades de matorral serial pirófito. En la Figura 4.4 se observa el tapiz continuado de este matorral con una formación de pinar de repoblación al fondo.

4.1.3. Comunidades de Matorral

Los primeros estudios sobre la vegetación de Doñana, llevados a cabo por F. González Bernáldez y colaboradores a principios de los años 70, culminaron en la generación del Mapa Ecológico de La Reserva Biológica de Doñana a escala 1:10.000 (Allier, C.F., González Bernáldez, F., Ramírez Díaz, L., 1974). En este trabajo se realizó un profundo estudio de la distribución del matorral por L. Ramírez Díaz, en su tesis doctoral de 1973. En esta tesis se destacaba la importancia de la profundidad del nivel freático y la micro-topografía dunar, en el patrón de distribución de las distintas especies mediterráneas y atlánticas dependiendo de sus exigencias hídricas. Poco después, en 1980, el equipo de Rivas Martínez realizó un completo estudio fitosociológico de la vegetación de Doñana, estableciendo una clasificación de las asociaciones de matorral presentes. A estas cartografías y estudios de la distribución espacial de la vegetación de Doñana, siguieron en las décadas de los años 1980 y 1990, los trabajos del equipo de García Novo que culminaron en el Informe sobre el estado de la Reserva de la Biosfera de Doñana del comité español del programa MAB [García Novo, 1994]. También, los trabajos de los equipos dirigidos por M. Granados Corona y J. Merino, determinaron en mejor medida la influencia de los procesos naturales y las actuaciones humanas en la distribución actual de las especies de matorral. Más recientemente, destaca la Aproximación Ecosistémica del Parque Nacional de Doñana realizado por un equipo dirigido por Carlos Montes, que en 1998 estudiaron de manera jerárquica los hábitats de los ecosistemas del PND, y que realizaron el Mapa Ecológico del Parque Nacional de Doñana publicado, a escala 1:40.000, por la Junta de Andalucía. Paralelamente se ha publicado la primera versión del mapa, a escala 1:50.000, del inventario de hábitats que realiza el Ministerio de Medio Ambiente siguiendo la Directiva hábitats 92/43/CEE, modificada en 97/62/CE. Finalmente, en el año 1997 J. C. Muñoz Reinoso presentó su tesis doctoral, incluyendo el modelo más completo para la distribución de las comunidades de matorral de las *Arenas Estabilizadas*. En este nuevo modelo se abordó el efecto de la disponibilidad hídrica sobre su distribución de manera espacialmente multi-escalar.

Modelos de distribución espacial

El matorral de las *Arenas Estabilizadas* de Doñana presenta especies esclerófilas, semie-sclerófilas y leguminosas, principalmente mediterráneas pero también con importante representación atlántica. La composición de especies de matorral existente en la actualidad, se distribuye espacialmente siguiendo la variación en altura del terreno. La diferente respuesta ecofisiológica al estrés hídrico de las distintas especies hace que colonicen ambientes con

distinta disponibilidad a los recursos hídricos [Merino et al, 1976]. Esta disponibilidad varía en función de la elevación [Ramírez Díaz, 1973] y a las descargas del acuífero [Muñoz Reinoso, 1997; Muñoz Reinoso y García Novo, 2005].

Tradicionalmente, se catalogan tres comunidades de matorral dependiendo del acceso al agua subterránea: en las partes más altas donde el nivel freático medio se sitúa a unos 4 m encontramos especies xerofíticas de Cistáceas y Labiadas como *Cistus Libanotis*, *Halimium commutatum* y *Rosmarinus officinalis*, y alguna Leguminosa como *Stauracanthus genistoides* para formar el *Monte Blanco*, llamado así por el aspecto blanquecino de las hojas de sus especies más abundantes; en las partes más bajas donde el nivel freático no esta nunca por debajo de 1 m, e incluso existen zonas de saturación, encontramos especies higrófilas de Ericáceas como *Erica scoparia*, *Calluna vulgaris* y *Erica ciliaris* para formar el *Monte Negro*, denominado así por los tonos más “oscuros” de sus hojas; en zonas intermedias o en las pendientes de las dunas se distribuye el *Monte Intermedio* formado fundamentalmente por *Halimium halimifolium* y *Ulex australis*.

En los diversos trabajos llevados a cabo por Muñoz Reinoso, se profundiza en la definición de estas comunidades, determinando las cinco comunidades que se pueden ver en la Tabla 4.1. Básicamente, en esta nueva definición, dada la importancia de especies de distribución muy dominante como *H. halimifolium* y *R. officinalis*, el *Monte Blanco* queda definido para las zonas más xerofíticas donde domina *R. officinalis*, y se separa la comunidad de *Monte Intermedio* en un *Monte Blanco* de *H. halimifolium* para partes más secas donde esta acompañado por *S. genistoides*, y en un *Monte Intermedio* para partes más húmedas acompañado por *U. australis*.

Tabla 4.1- Comunidades de matorral de la Reserva Biológica de Doñana [Muñoz Reinoso, 2005]				
Comunidad	Especies Dominante	Composición	Profundidad Freático	Nivel
Monte Blanco xerofítico de <i>R.officinalis</i>	<i>Rosmarinus Officinalis</i>	<i>Cistus libanotis</i> , <i>Rosmarinus officinalis</i> , <i>Halimium commutatum</i> , <i>Lavandula stoechas</i> , <i>Thymus mastichina</i> y <i>Halimium halimifolium</i> . <i>Phyllirera angustifolia</i>	> 3m	
Monte Blanco de <i>H.halimifolium</i>	<i>Halimium halimifolium</i>	<i>Halimium halimifolium</i> , <i>Stauracanthus genistoides</i>	2-3 m	
Monte Intermedio	<i>Halimium halimifolium</i>	<i>Halimium halimifolium</i> , <i>Ulex australis</i>	2 -3 m	
Monte Negro	<i>Erica scoparia</i> y <i>Calluna vulgaris</i>	<i>Erica scoparia</i> y <i>Calluna vulgaris</i>	1-2 m	
Monte Negro Hidrófilo	<i>Ulex minor</i> , <i>Erica ciliaris</i>	A veces acompañado de <i>Myrtus communis</i> y <i>Genista anglica</i>	1 - saturada	

En los primeros estudios de la ecología de las plantas de las *Arenas Estabilizadas*], el modelo propuesto relacionaba la comunidad presente con la topografía dunar y nivel freático [González Bernáldez et al, 1971. Este modelo fue realizado a pequeña escala mostrando como la distribución de las comunidades de matorral venia determinado por la diferente

disponibilidad de agua, que a su vez determinaba la topografía dunar. Muñoz-Reinoso [1997 y 2000] propone un modelo a todas las escalas espaciales donde las zonas de recarga y descarga se superponen a la topografía ondulante local y descrita por González Bernáldez. Basándose en trabajos anteriores Muñoz-Reinoso realizó el modelo más completo de la distribución del matorral de la *Arenas Estabilizadas* de la RBD. Este modelo se puede ver en la Figura 4.6.

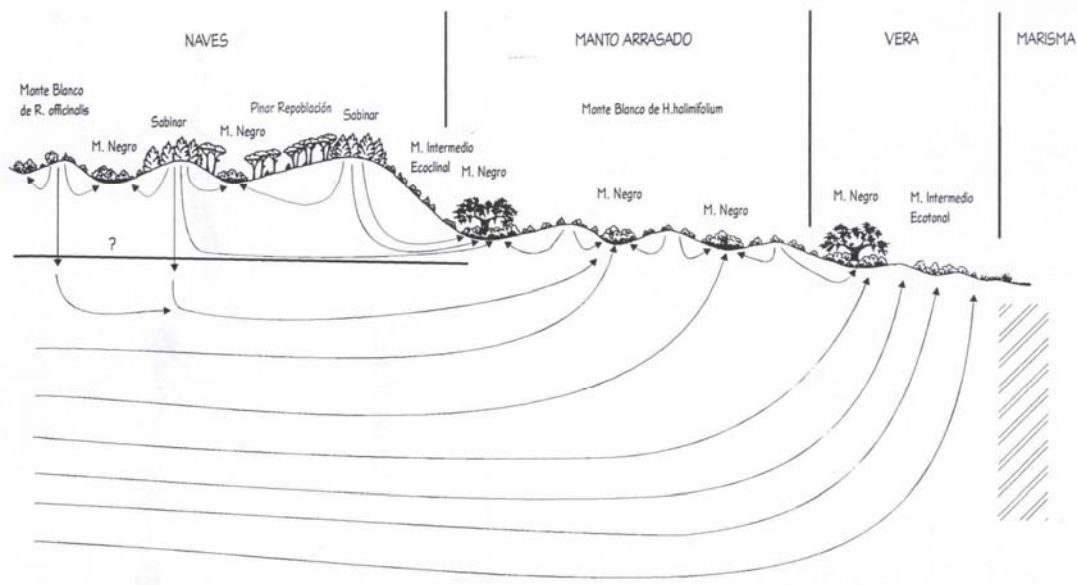


Figura 4.5.- Esquema de la distribución de los tipos de matorral en la *Arenas Estabilizadas* de la Reserva Biológica de Doñana [Muñoz Reinoso, 1997].

Observando la Figura 4.6, a escala de paisaje, encontramos en la parte más occidental la zona de *Las Naves* (perteneciente al Alto Manto Eólico seco de Dunas Fitoestables). En esta zona es mayoritario el *Monte Blanco* de *R. officinalis*. En la mitad oriental el *Manto Arrasado* (Alto Manto Eólico húmedo de Dunas Fitoestables) se desarrolla el *Monte Intermedio* de *H. halimifolium* y el *Monte Negro*. La franja próxima a la Marisma, denominada *La Vera*, la altura es casi inexistente, se constituye como un ecosistema de características propias. A escala local la gradación entre partes altas y bajas de las dunas hace muy laxas y continuas las transiciones entre comunidades. En la zona de *Las Naves*, las zonas de descarga local y en las partes bajas de dunas permiten la aparición de *Monte Blanco* de *H. halimifolium* y algunas de *Monte Negro*.

Características de las Especies dominantes de Matorral

La consulta de los trabajos previos sobre las comunidades de matorral vistos con anterioridad, así como de los reconocimientos de la zona de estudio para la adquisición de datos auxiliares y planificación de parcelas de campo, que se verán en el apartado 4.2.2, muestran de manera

clara la existencia de cinco especies más abundantes en las *Arenas Estabilizadas* de la RBD. Estas especies son: *E. scoparia*, *H. halimifolium*, *R. officinalis*, *S. genistoides*, *U. australis*, la Tabla 4.2 describe algunos caracteres morfológicos y fisiológicos de estas especies.

Tabla 4.2- Especies dominantes del matorral de las Arenas Estabilizadas de Doñana de la RBD						
Especie	<i>Erica scoparia</i>	<i>Halimium halimifolium</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>	<i>Stauracanthus genistoides</i>	<i>Ulex australis</i>	
						
Familia	Ericacea	Cistacea	Labiada	Leguminosa	Leguminosa	
Nombre común	Brezo de escobas	Jaguarzo blanco	Romero	Tojo Morisco	Tojo	
Tipo de hoja	Esclerofila	Semi-esclerofila	Semi-esclerofila	Leguminosa	Leguminosa	
Altura media	100cm - 3m	60-150 cm	100 – 150m	60-100cm	60-100cm	
Diámetro medio	1- 2 m	50 -100 cm	50 -100 cm	50 -100 cm	50 -100 cm	
Regeneración	Rebrota	Semillas	Semillas	Rebrota	Rebrota	
Raíz	Horizontal	Horizontal / vertical	Horizontal	Horizontal / vertical	Horizontal / vertical	
Potencial hídrico verano	-3.0 Mpa	-4.0 Mpa	-11.0 Mpa	-1.7 Mpa	-2.7 Mpa	

Todas las especies de la Tabla 4.2 coinciden en que tiene un porte arbustivo, con alturas y diámetros normalmente entorno a 1 m. En este aspecto destaca *E. scoparia* como la especie que puede alcanzar mayores alturas y diámetros, pudiendo llegar hasta los 3 m en ambos casos. Son las leguminosas *S. genistoides* y *U. australis* las de porte medio más pequeño, no superando fácilmente el 1.5 m en altura y diámetro. Los nanofanerófitos *H. halimifolium* y *R. officinalis* si alcanzan fácilmente el 1.5 m de media de altura y diámetro. Se hace hincapié en el aspecto del porte debido a la importancia que tiene el tamaño del dosel para su detección en la imagen hiperspectral. Si por ejemplo el tomillo (*T. mastichina*) fuese una especie dominantes, su detección se ve dificultada al ser una especie de porte pequeño.

El matorral de Doñana presenta especies con tres tipos de hoja diferentes: esclerófilas, semi-esclerófilas y leguminosas [Zunzunegui, 2005]. En estas especies abundantes quedan representados los tres tipos. Las especies esclerófilas, como *E. scoparia*, se caracterizan por tener unas hojas pequeñas, delgadas, coriáceas y siempre-verdes [Margaris, 1981]. Presentan una relación superficie – volumen relativamente baja lo que supone una adaptación a soportar el estrés hídrico los secos veranos mediterráneos [Gratani, 2004; Nardini, 2001]. Sus características la hacen más ineficiente en el intercambio de gases [Money, xxxx]. Son isomórficas y perennifolias, tienden a mantener un mismo aspecto e índice de área foliar constante durante todo el año. Las plantas semi-esclerófilas como *H. halimifolium* y *R. officinalis*, son de hoja mas blanda, también se las denomina xerófitos malacófilos [Terradas, 2001]. No presentan dimorfismo, pueden presentar variaciones importantes en el índice de

área foliar, debido a la sustitución de hojas en épocas estivales. La adaptación de hojas espinosas en el caso de las leguminosas *S. genistoides* y *U. australis* las hacen tener los valores más bajos de índice de área foliar.

El potencial hídrico²⁸ es utilizado para describir el estado hídrico de las plantas, presenta siempre valores negativos. *R. officinalis* es la especie que menores valores alcanza sufriendo el estrés hídrico con valores que pueden llegar a -11 Mpa. Otras especies como *E. scoparia* y *H. halimifolium* mantiene un control de sus potenciales no bajando de -4 Mpa a final del verano. Las leguminosas *S. genistoides* y *U. australis* no muestran signos de estrés hídrico, no bajando mucho de -2Mpa.

4.2. Datos Auxiliares sobre las Arenas Estabilizadas de la RBD

En este apartado quedan recogidos todos los datos auxiliares utilizados para llevar a cabo la cartografía de especies dominantes del matorral de Doñana mediante las imágenes aeroportadas hiperspectrales INTA-AHS. Estos tipos de datos son:

- Cartografías sobre las *Arenas Estabilizadas* de la RBD,
- Muestreos de campo
- Espectro-radiometría de campo.

Cada tipo de dato es importante que conlleve una información de metadatos sobre su origen y procesos de preparación, haciendo hincapié de manera especial en que todos estén georreferenciados en un sistema de proyección común.

4.2.1. Cartografías de las Arenas Estabilizadas de la RBD

La EBD realiza múltiples investigaciones y proyectos sobre la fauna y flora presente en la RBD. Este organismo dispone de cartografías y datos geográficos sobre el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* que han facilitado su uso para el desarrollo de la presente tesis, como son: el modelo digital del terreno y la orto-fotografía adquirida en vuelos fotográficos. También se han utilizado datos obtenidos de la IDE de Andalucía [26] y del Banco de Naturaleza [17]. Los datos y cartografías utilizados sobre la zona de estudio quedan resumidos en la Tabla 4.3. En la propia Tabla 4.3 se describen algunos de los metadatos de

²⁸ El potencial hídrico es la diferencia entre el potencial químico (o energía libre) por mol de agua y el potencial químico del agua pura a iguales condiciones de presión y volumen

obligada indicación bajo normativa ISO 19115 en este tipo de cartografías, como son: título o nombre, fecha de creación, formato de los datos, organismo distribuidor, y objetivo de la cartografía. El formato de tabla expuesto de estos metadatos no está en formato XML como recomienda la propia norma ISO 19115, pero se ha optado por esta presentación para facilitar la mejor comprensión de su contenido. Dada las diferentes fuentes y proyecciones cartográficas utilizadas, la existencia de estos metadatos mejora la accesibilidad y normalización de la información. Para la conversión de los distintos datos geográficos a un sistema de proyección común, que en el trabajo de esta tesis es UTM 30 ED50, se ha realizado una transformación de coordenadas utilizando los parámetros de conversión de la calculadora geodésica del Instituto Geográfico Nacional (IGN) [27].

Tabla 4.3.- Datos geográficos utilizadas en la cartografía del matorral de la RBD

Título	Año	Formato	Distribuidor	Objetivo
Mapa Vectorial topográfico escala 1:25.000 Hojas 1017, 1018 y 1133	2004	Vectorial Shp	Instituto Geográfico Nacional	Validación georreferenciación de las imágenes AHS
Modelo Digital del Terreno resolución espacial 10m	2006	Raster	Junta de Andalucía	Georreferenciación imágenes AHS
Ortofotografía Aérea 0.5 cm de la Reserva Biológica de Doñana	2005	Digital Mrsid	Estación Biológica de Doñana CSIC	Localización de parcelas de campo Validación de Georreferenciación de imágenes AHS
Mapa Ecológico de Doñana escala 1:40.000	2000	Vectorial Shp	Universidad Autónoma de Madrid	Verificación de la cartografía AHS
Mapa 1:50.000 en digital del Inventario de Hábitats	2004	Vectorial Shp	Banco de Datos de la Naturaleza (Ministerio de Medio Ambiente)	Verificación de la cartografía AHS
Mapa de Vegetación de Doñana	2004	Vectorial Shp	Dirección General de Biodiversidad	Verificación de la cartografía AHS

En la actualidad se dispone de una gran variedad de Sistemas de Información Geográfica y de *software* de Tratamiento de Imágenes de Teledetección, estos últimos apuntados en el apartado 1.1.2., que facilitan el manejo y la importación de los datos cartográficos. Estas soluciones permiten el acceso y trabajo de datos raster y vectorial en la misma aplicación indistintamente. En esta tesis se ha utilizado el software ENVI por su mayor especialización con las imágenes hiperespectrales, y una gran cantidad de módulos de importación y manejo de datos vectoriales que tiene implementadas.

4.2.2. Muestreos de Campo

Durante los años 2005 y 2006, se realizaron sucesivas campañas de campo tanto en la primavera como en el verano. En estas campañas se planificaron, localizaron y muestrearon diversas parcelas, obteniendo sobre ellas información del recubrimiento y parámetros de vegetación de las especies de matorral. La Figura 4.7 muestra la localización de las parcelas de muestreo, su planificación tenía como objetivo abarcar homogéneamente la zona de

estudio, estratificando su distribución según la topografía de la RBD. En un primer término se situaron parcelas en áreas de *Manto Arrasado (MA)* y *Naves (NV)*, en un segundo término, se distribuyeron teniendo en cuenta la micro-topografía, en zonas altas y bajas de dunas, como variable influyente de la distribución de las plantas y las comunidades [Muñoz Reinoso, 2005].

La localización, selección de parcelas y planificación de las zonas de muestreo se realizó con el apoyo de cartografía ecológica 1:40.000 de C. Montes, la orto-fotografía de la RBD y el modelo digital del terreno (ver Tabla 4.1). En la planificación de dichas parcelas se ha contado con personal experto de EBD (encabezados por R. Soriguer). La accesibilidad a las parcelas también ha sido un factor determinante para su selección. El acceso a determinadas partes interiores está limitado por densidad de la vegetación, en zonas de *Monte Negro* la densidad hace impenetrable sin cortar la vegetación. Por lo tanto las parcelas se sitúan en zonas más cercanas a caminos y corta fuegos.

Como se puede ver en la Figura 4.7, las parcelas se identifican con distintos colores dependiendo del tipo de muestreo llevado a cabo: en amarillo destacan las parcelas donde se muestreó el recubrimiento de especies de matorral, las parcelas en rojo para la estimación de la variación de la respuesta espectral según el índice de área foliar.

Recubrimiento de Especies

El procedimiento de muestreo utilizado para estimar el recubrimiento de las especies consiste en una adecuación del método de *intercepción en línea* para muestrear formaciones arbustivas, descrito en el apartado 2.1.2. El matorral pirófito de Doñana tiene 1.5 m como altura media de sus doseles, de las especies dominantes el brezo de escoba (*E. scoparia*) es la única especie que puede superar los 2 m. Con esta altura no hace falta ningún tipo de elevador y se puede avanzar por la línea del transecto con la cinta métrica, apuntando las distancias de contacto con cada dosel de planta o suelo.

El método de muestreo queda esquematizado en la Figura 4.8. Una parcela de forma cuadrada se proyecta en el terreno con un tamaño de 20 metros de lado, acorde con tres veces el tamaño del píxel del AHS que en este caso es de 6.5 m (ver apartado 5.1.2). Dentro de cada parcela se realizan tres transectos orientados Este-Oeste a las distancias de 3 m del borde y 7 m con la central. El porcentaje de recubrimiento se obtiene para cada especie que contacta con la cinta o queda bajo su proyección. Este tipo de muestreo permite extraer el porcentaje de recubrimiento total por especie y el de suelo desnudo.

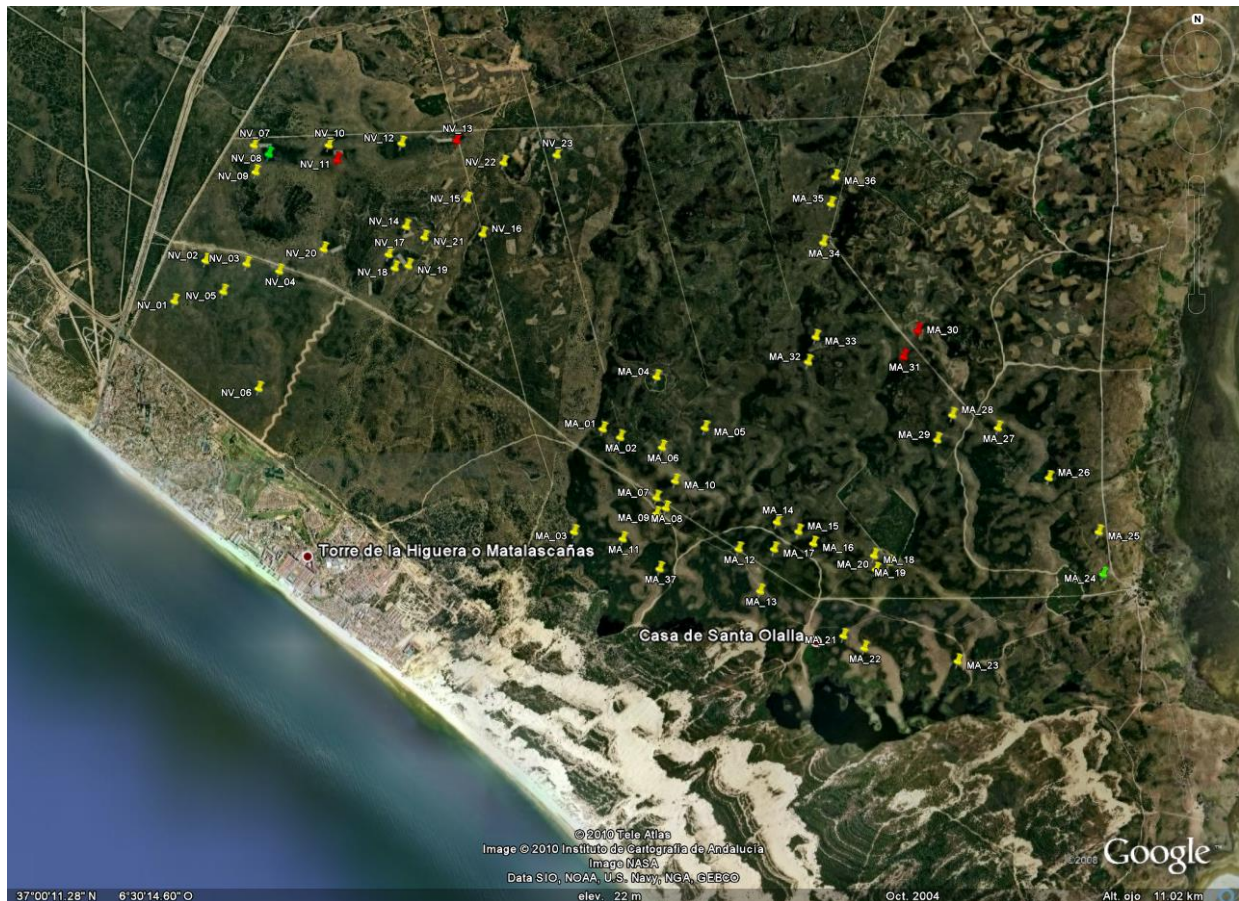


Figura 4.6.- Localización de las parcelas de campo de muestreo de cobertura del matorral en el ecosistema de las Arenas Estabilizadas de la Reserva Biológica de Doñana. Localizaciones en amarillo para el recubrimiento y firmas espectrales de plantas. En rojo para mediciones de LAI.

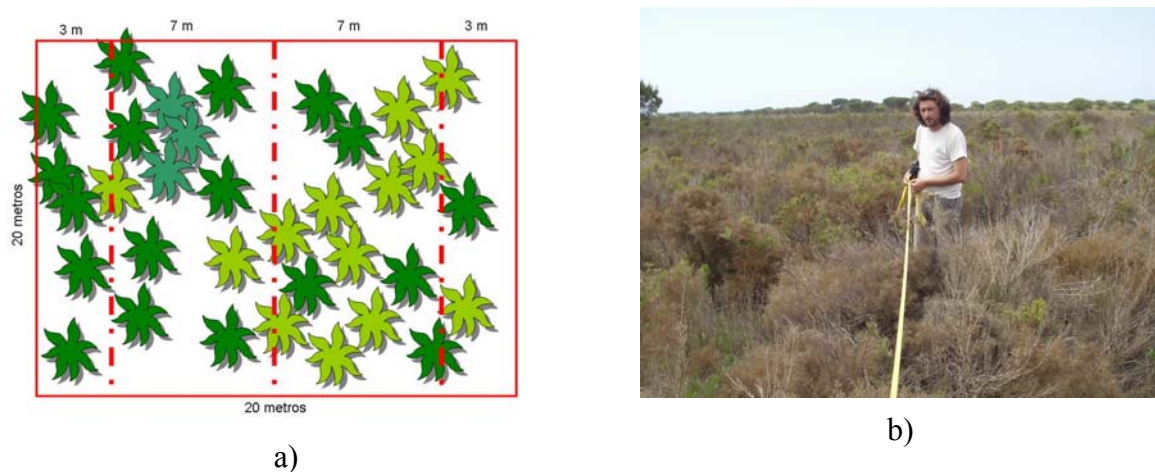


Figura 4.7.- Muestreos de cobertura de especies de matorral en parcelas de campo: a) esquema del método de intercepción de línea para imagen de 6m de píxel; b) Estimación de recubrimiento mediante cinta métrica.

Se muestrearon un total de 60 parcelas durante cuatro semanas repartidas en el periodo de los dos años de muestro. El material utilizado para realizar el muestro consiste en: GPS, cinta métrica, cámara fotográfica. Cada parcela muestreada tiene cumplimentado un estadillo de

campo donde se apunta el recubrimiento de las especies encontradas como metadatos sobre dicha parcela. En el **Anexo IV**, se puede ver un ejemplo del estadillo de campo utilizado.

Polígonos de presencia de especies y comunidades de Matorral.

En diversos recorridos por los caminos de los “cotos” en dirección N-S y E-O se localizaron y adquirieron polígonos georreferenciados mediante GPS. Estas áreas representan a zonas mono-específicas de algunas de las especies más representativas del matorral: *E. scoparia*, *H. halimifolium*, *U. australis* y *R. officinalis*. En los siguientes capítulos se verá que estas localizaciones servirán como zonas para la extracción de firmas espectrales de “componentes puros” a partir de las imágenes.

Índice de Área Foliar

En el apartado 2.2.1 se describe como las variaciones en el LAI determinan cambios significativos en la respuesta espectral de las especies de matorral [Asner, 1998]. Estos cambios van a estar asociados a diferentes estados vegetativos, fenológicos, y ambientales. En Doñana, la disponibilidad de recursos hídricos según la micro-topografía dunar, es el parámetro ambiental que más influencia tiene en las variaciones existentes de LAI. El jaguarzo (*H. halimifolium*) es una de las especies que muestra mayores variaciones de LAI a lo largo de la RBD, dependiendo de la accesibilidad a los recursos hídricos puede variar desde 0.6 a 4 [Zunzunegui et al, 2000]. De las parcelas de los muestreos de recubrimiento, mostradas en la Figura 4.7, y tanto en la zona de *Las Naves* como *El Monte Arrasado*, se seleccionaron individuos de las cinco especies dominantes que cubrieran el rango representativo de LAI.

En el apartado 2.2.2 se repasan las técnicas de estimación de LAI en campo. Las técnicas directas son más costosas en tiempo. Las técnicas indirectas, menos laboriosas, se utilizan para grandes extensiones. En trabajos mediante datos de teledetección se aplican normalmente las técnicas indirectas que implican rapidez, menores gastos, y no son destructivas [Haboudane, 200]. Para los matorrales de Doñana, se ha adquirido la medida de LAI utilizando el método de fotografías hemisféricas. Estudios previos han mostrado como esta metodología es una técnica muy contrastada y representativa [Zahng, 2005].

La técnica de fotografía hemisférica se basa en la toma de fotos del dosel de la planta utilizando una cámara digital con un objetivo de tipo “ojo de pez” adaptado. La imagen obtenida captura los objetos y el fondo de un hemisferio completo. La cámara se puede situar bajo la planta y mirar hacia arriba o viceversa. En ambas configuraciones se tiene que tener en

cuenta la iluminación de entrada y el fondo sobre el que está la planta, el suelo o el cielo. El ojo de pez tiene la misma limitación que otro objetivo óptico en cuanto a la iluminación de entrada, si se adquieren fotografías de abajo arriba con el cielo de fondo, se aconseja que el sol esté situado con poco ángulo de elevación, ya que puede ocasionar saturación de la fotografía. En esta tesis se ha utilizado una cámara NIKON Coolpix 4500 con el “ojo de pez” NIKON FC-E8 [NIKON, 2002] superpuesto. El protocolo de medida seguido, que se puede ver en la Figura 4.9, ha consistido en:

- Situar la cámara debajo de la planta y pegada al tronco. El “ojo de pez” apunta hacia arriba con un ángulo cenital de observación de 180° .
- Es importante realizar la toma de fotos con ángulos de elevación solar no superiores a 10° , es decir con el sol ocultándose o apareciendo.
- Se adquieren tres fotografías por dosel, sobre el hemisferio de la parte superior.



a)



b)

Figura 4.8.- Métodos de situación de cámara fotográfica hemisférica para medición de PAI; a) posición de la cámara y lente hemisférica con respecto a la planta; b) posicionamiento de la cámara.

Para la estimación del LAI sobre la fotografía capturada de cada dosel, primero se selecciona la mejor fotografía de la serie de tres realizada, después se procesa la fotografía escogida mediante un *software* que recorra la fotografía detectando la parte correspondiente al dosel de la planta y la parte correspondiente al fondo [Jonckheere, 2004]. Existen diversas aplicaciones de *software* comercial que realizan este cálculo, todos se basan en la estimación del tamaño, densidad y distribución, de los huecos en el dosel de la planta. Para este trabajo se ha utilizado el *software* Hemiview 2.1 [Delta-T services, Ltd].

En el caso de tener en cuenta para el cálculo solo la fracción de hoja, el parámetro estimado es el LAI. Cuando se tiene en cuenta también la fracción de madera de rama se define como el índice de área de planta (PAI por *Plant Area Index*). Para las especies dominantes de matorral de Doñana, se ha estimado el PAI debido a la importante fracción de rama presente en estas especies. El objetivo con estas medidas era evaluar el cambio en la

respuesta espectral en doseles según la variación de densidad de hoja. Al ser una relación relativa, no se comete mucho error si se tiene en cuenta la cantidad de hoja y rama, calculando el PAI.

4.2.3. Espectro-radiometría de Campo

Mediante espectro-radiometría de campo se ha realizado la toma de firmas espectrales con dos objetivos distintos:

- **Firmas espectrales de superficies naturales.**
- **Librería espectral de especies de matorral.**

En ambos casos, se ha utilizado el espectro-radiómetro de campo ASD FieldSpec-3 (Analytical Spectral Devices, Boulder, CO; descrito en el Anexo V). Este espectro-radiómetro de campo es una instrumentación referente y estándar en la espectro-radiometría de campo. En concreto las campañas se realizaron utilizando dos equipos ASD FieldSpec-3 (uno propiedad del INTA y otro de la EBD).

Firmas de Superficies Naturales

Con el objetivo de la posterior validación de las reflectancias que se obtendrán en el proceso de corrección atmosférica de las imágenes INTA-AHS, se adquirieron firmas espectrales de superficies naturales simultáneamente a los vuelos del sensor hiperespectral aeroportado. Las superficies fueron seleccionadas y muestreadas siguiendo el protocolo de CSTARS [31], donde se definen unos requisitos básicos sobre la selección de este tipo de superficies:

- Las superficies deben ser homogéneas tanto para la escala del sensor aeroportado como del espectro-radiómetro de campo.
- Las superficies deben cubrir un completo rango de nivel energético en todo el espectro electromagnético, es decir, superficies "oscuras" poco reflectantes y superficies "brillantes" o altamente reflectantes.

Cómo superficie "brillante" se seleccionó una zona de arena de dunas (Figura 4.10 (a)). Cómo superficie "oscura" se seleccionó la lamina de agua de la laguna de Santa Olalla (Figura 4.10 (b)). El método de adquisición con el espectro-radiómetro de campo ASD FieldSpec-3 ha sido:

- Se utilizó directamente con la fibra óptica sin superponer ninguna óptica. De este modo se consigue un FOV resultante de 25°.

- No se montó sobre ningún trípode y siempre se procedió a medir a 1 m sobre la superficie, y a 20 cm sobre el blanco de referencia.
- Se realizó observación nadiral sobre la superficie con un GIFOV de 44cm.
- Para cada superficie se muestreó en 4 puntos al azar dentro de la cobertura teórica de un píxel del INTA-AHS (píxel 4.5/6.8m), y en cada punto se tomaron 10 firmas.



a)



b)

Figura 4.9.- Toma de firmas de reflectancia espectral para la validación de corrección atmosférica de imágenes.
a) agua de laguna Santa Olalla; b) arena de dunas.

Librería Espectral de Especies de Matorral

Con el objetivo de generar una librería espectral sobre la respuesta espectral de las especies de matorral de Doñana, se adquirieron firmas espectrales sobre el dosel de las plantas con el espectro-radiómetro de campo ASD FieldSpec-3. El protocolo seguido para la realización de esta librería espectral del matorral está esquematizado en la Figura 4.11, y se ha basado en los procedimientos recopilados y descritos en el apartado 2.1.3.

Este protocolo consiste en que una vez determinada la zona de estudio sobre la que se realiza el vuelo hiperespectral, y definido el plan de vuelo donde se indican las horas de las pasadas y tamaños de píxel de las imágenes, se seleccionan unas parcelas e individuos de muestreo:

- Las **parcelas** determinadas para llevar a cabo la medición del recubrimiento de las especies vegetales (ver Figura 4.7), se han utilizado para realizar la toma de firmas espectrales. Estas parcelas recogen la diferente respuesta espectral ocasionada por las variaciones de gradientes ambientales (tipos de suelo, topografía, etc.). Dentro de las

parcelas se seleccionaron individuos representativos de cada especie, es decir evitar individuos dañados, enfermos o en crecimiento vegetativo no representativo.

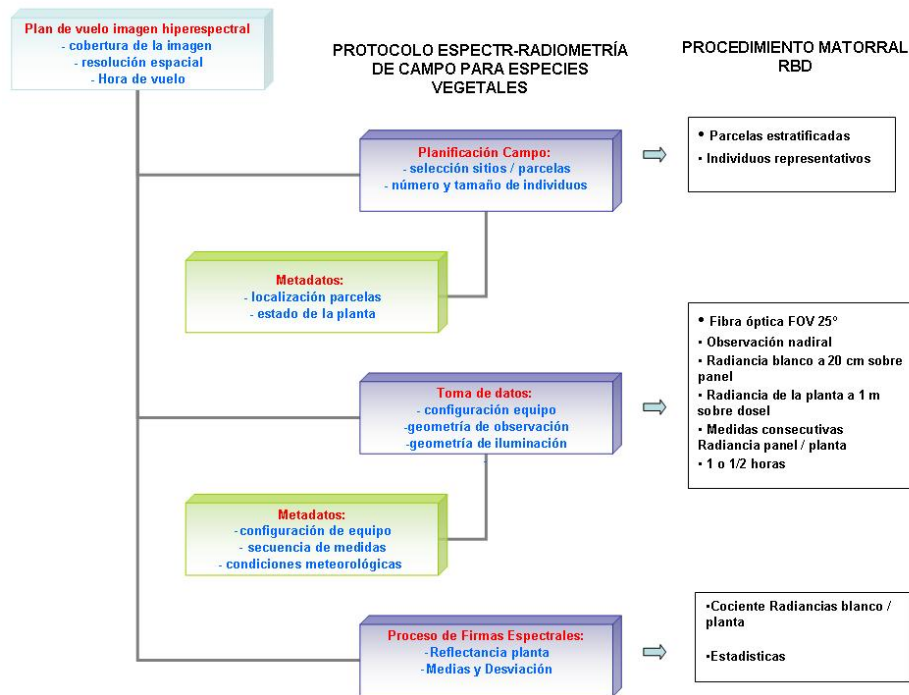


Figura 4.10.- Protocolo de toma de firmas de reflectancia espectral mediante espectro-radiometría de campo sobre doseles de plantas para librería espectral de especies vegetales.

- La **toma de datos** se ha realizado directamente con la fibra óptica sin ninguna óptica superpuesta con lo que el FOV resultante es de 25°. No se montó ningún trípode y siempre midiendo a 1 m del dosel de la planta y a 20 cm sobre el blanco de referencia. En muchos doseles, como es el caso del brezo de escobas, se utilizó una escalera y un trípode para asegurar mantener la distancia de 1 m, como se puede ver en la Figura 4.12. La observación fue nadiral, con lo que el GIFOV es de 44 cm. La alternancia continuada en el registro de la radiancia del blanco de referencia y de la superficie asegura una normalización de la reflectancia espectral. Sobre cada individuo se realiza una adquisición de cinco espectros desplazando la fibra óptica hacia los extremos del dosel para integrar la mayor área posible.
- El **proceso de firmas** espectrales consistió en la división de la radiancia obtenida de la superficie con su correspondiente radiancia del blanco de referencia, para obtener la reflectancia espectral representativa. Se obtuvo la firma espectral media y la desviación estándar para cada planta muestreada.



Figura 4.11.- Toma de firmas de reflectancia espectral sobre el dosel de especies de matorral.; a) brezo de escobas (*Erica scoparia*); b) sobre jaguarzo (*Halimium halimifolium*).

Se adquirieron un total de 400 firmas espectrales sobre las especies de matorral de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD. Dos tipos diferentes de firmas espectrales fueron adquiridas:

- Tipo I) Para las cinco especies dominantes: *Erica scoparia*, *Halimium halimifolium*, *Ulex australis*, *Rosmarinus officinalis* y *Stauracantus genistoides*, se adquirieron firmas espectrales en aproximadamente veinte individuos por especie a lo largo de las parcelas localizadas de color amarillo en la Figura 4.7. Se marcaron los individuos y midieron en época de lluvias y en época seca.
- Tipo II) Para un total de diez especies distintas: *Erica scoparia*, *Halimium halimifolium*, *Ulex australis*, *Rosmarinus officinalis*, *Stauracantus genistoides*, *Lavandula stoechas*, *Thymus mastichina*, *Cistus libanotis*, *Halimium commutatum*, *Phyllirrea angustifolia*. Se muestrearon aproximadamente quince individuos por especie, seleccionados con doseles que tenían porte e índice de área foliar dentro de los rangos representativos, es decir, evitando individuos jóvenes o en mal estado. Solo se midió su firma espectral en época seca.

4.3. Librería Espectral de las Especies Dominantes del Matorral de Doñana

Con el objetivo de caracterizar la respuesta espectral de las especies de matorral presentes y cuantificar la separabilidad espectral entre ellas, se ha generado una librería espectral y se han analizando las firmas espectrales de época seca y lluviosa a nivel de dosel adquiridas mediante espectro-radiometría de campo.

En un paso previo al análisis, se prepararon todas las firmas espectrales adquiridas para obtener la firma correspondiente a cada dosel muestreado. La serie de procesos y análisis estadísticos aplicados se describen en el Anexo V.

4.3.1. Generalidades de la Firma Espectral de las Especies del Matorral de Doñana.

Las condiciones ambientales características de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD, son suelos arenosos y empobrecidos, altos niveles lumínicos, y la escasez de lluvias durante el verano. Estos parámetros ambientales determinan que las especies de plantas de diferente origen (mediterráneo y atlántico) o pertenecientes a familias distintas que se desarrollan en este ecosistema, muestren adaptaciones morfo-fisiológicas muy similares [Muñoz Reinoso, 1997]. La tendencia a compartir adaptaciones puede provocar que las respuestas espectrales de las distintas especies tiendan a parecerse, suponiendo un factor limitante para la consecución de la cartografía de especies mediante imágenes hiperespectrales aeroportadas.

En la Figura 4.12 se representa la firma espectral del grupo de especies más comunes y representativas del matorral pirófito de Doñana. Estas firmas se corresponden con la firma media obtenida para cada especie, a partir de las firmas adquiridas en época seca. Durante este periodo todas las especies se encuentran en un estado vegetativo y fenológico muy similar, ninguna especie está en floración. Se representan con colores verdes las especies esclerófilas (*Erica scoparia* y *Phylirrea angustifolia*), en colores amarillos-rojos las especies semi-esclerófilas (*Lavandula stoechas*, *Thymus mastichina*, *Cistus libanotis*, *Halimium commutatum*, *Halimium halimifolium* y *Rosmarinus officinalis*), y en colores azules las especies leguminosas (*Ulex australis* y *Stauracantus genistoides*). Del mismo modo, y siguiendo la Tabla 4.1, se representan con trazo continuo las especies pertenecientes a la comunidad de *Monte Blanco*, en trazo punteado la especies de *Monte Negro* y rayado las de *Monte Intermedio*.

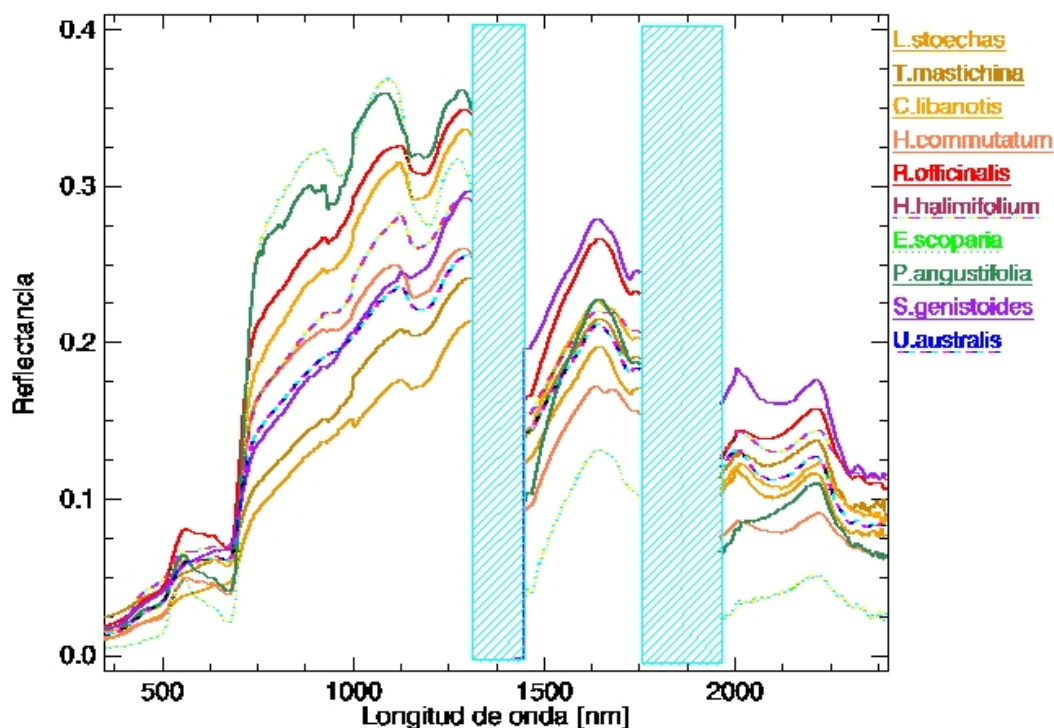


Figura 4.12.- Firmas espectrales de las especies de matorral de Doñana a nivel de dosel. Firma media en época seca. Se representan con colores verdes las especies esclerófilas, amarillos-rojos especies semi-esclerófilas, azules especies leguminosas. Se representan con trazo continuo las especies de *Monte Blanco*, en trazo punteado las especies de *Monte Negro*, y rayado las especies de *Monte Intermedio*.

Las firmas espectrales de la Figura 4.12 dibujan, a primea vista, el patrón característico que tiene la respuesta de la reflectancia espectral de las plantas (ver apartado 2.2.1). Las firmas muestran una fuerte absorción en la región del visible por la presencia de los diferentes pigmentos en la hoja. La acuciada ascensión en el borde rojo también está bien representada, así como la gran meseta de elevada reflectancia en el infrarrojo cercano debida a la morfología celular y a la presencia de espacios intercelulares. En esta región espectral, están presentes también las bandas de absorción características del agua en las hojas centradas en 975 nm y 1185 nm [Pu et al, 2003]. También con el contenido de agua se relaciona la bajada del albedo a partir del 1200 nm, y las fuertes bandas de absorción centradas en 1400 nm y en 1800 nm. Estas dos fuertes bandas de absorción están enmascaradas por ser zonas de muy baja transmisividad atmosférica, y por lo tanto, ser regiones descartables en el análisis posterior. Las características de la vegetación arbustiva, donde las partes no-fotosintéticas de la planta adquiere mayor importancia en la respuesta espectral, se observa claramente en las absorciones en la región entorno a los 2200 nm, que son atribuidas a la respuesta de la lignina y la celulosa [Asner, 1988; Lewis et al, 2000].

En un examen a mayor detalle, se observan las diferencias que pueden mostrar las distintas especies y que pueden suponer la base de la discriminación desde imágenes

hiperespectrales. En la región del visible, se observan dos absorciones centradas en 500 nm y 680 nm, común para todas las especies, pero que varía en profundidad según las especies tengan concentraciones variables de pigmentos fotosintéticos. Las bandas de absorción en el NIR tienen una profundidad distinta según las especies, debida a la diferente concentración de agua en hoja después de una prolongada época seca. Las especies tienen un albedo y un “borde rojo” distinto en la región del NIR, esa misma diferente acumulación de agua y el tipo de hoja. En región del SWIR2, el albedo varía considerablemente y la banda de absorción de la lignina y celulosa tiene también distintas profundidades.

4.3.2. Evaluación de la Separabilidad Espectral

Se ha evaluado la separabilidad de las firmas espectrales del matorral, teniendo en cuenta la variabilidad intra-específica y la similitud inter-específica. Ambos aspectos dificultan su discriminación y es conveniente evaluarlos. Por un lado, existe una tendencia de similitud de la respuesta espectral entre las especies de matorral de Doñana, y por otro lado, los gradientes ambientales presentes en el ecosistema hacen variar la respuesta para una misma especie. Es importante, así mismo, caracterizar su respuesta espectral tanto en época seca como lluviosa para detectar la mejor época para su discriminación.

Similitud Inter-específica

La similitud espectral entre las distintas especies de matorral, cuantifica la diferencia de sus respuestas espectrales en cuanto a la forma y la amplitud de la firma. Como se ha visto en el apartado 2.2.2, esta estimación se puede realizar tanto de manera global como puntual.

Similitud Puntual

Los valores de similitud puntual estiman, en cada longitud de onda, cómo de parecida es la respuesta espectral. Se ha evaluado si son significativas las diferencias de los valores de reflectancia entre las especies. Los objetivos son detectar las longitudes de onda de menor similitud, y la época dónde acontezcan las mayores diferencias. Se han analizado las firmas de las especies dominantes correspondientes al Tipo I, que se explican en el apartado 4.2.3.

Un ejemplo de las firmas espectrales que se han utilizado en este análisis, se muestran en la Figura 4.13. Se pueden ver las firmas espectrales de distintos individuos del brezo de escobas en época seca (Figura 4.13 (a)) y en época húmeda (Figura 4.13 (b)). Comparando las firmas de las dos épocas, se observa una mayor variabilidad en la época seca, muy patente a lo largo de toda la firma salvo en el visible. El albedo es mayor de forma generalizada en las curvas de época seca. Las absorciones localizadas en 960 nm y 1100 nm, debidas a la

presencia de agua en hoja, están presentes en ambas épocas. Si es destacable la absorción de lignina, centrada en 2200 nm, que aparece en época seca y no en época húmeda.

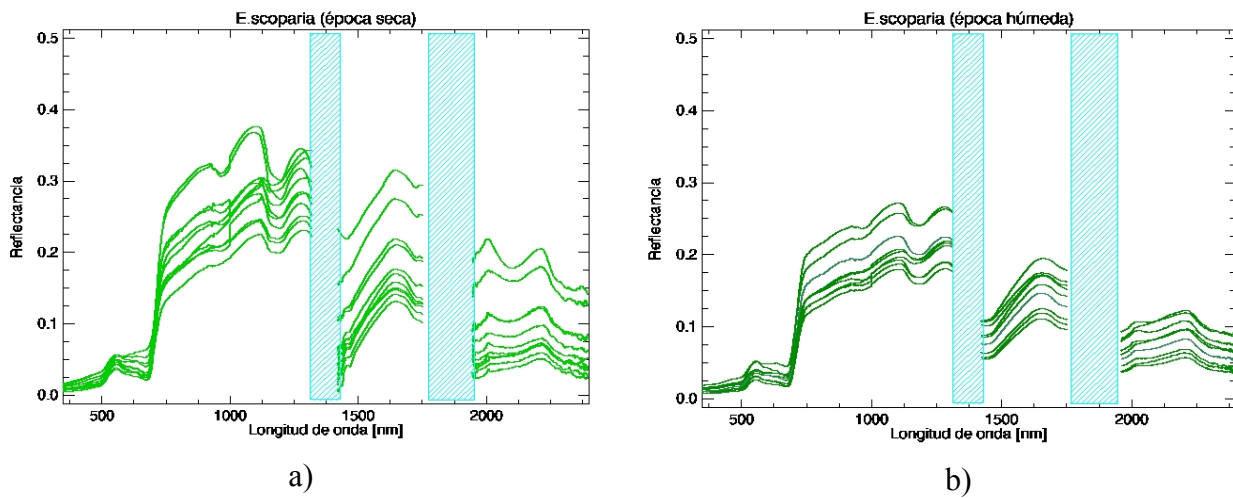


Figura 4.13.- Firmas espectrales de individuos de brezo de escobas (*Erica scoparia*); a) firmas de época seca; b) firmas de época húmeda.

Para la estimación de la similitud puntual se ha aplicado la inferencia estadística. En un test estadístico se busca comparar si la media, mediana o varianza de una población es significativa frente a otras poblaciones. Para poder obtener unas adecuadas conclusiones en este tipo de análisis, es muy importante la elección del test estadístico, si este debe ser paramétrico o no-paramétrico [Townsen, xxxx].

Se ha aplicado un test estándar como es el test de *Student* ó test de la *t*. Este test permite, basándose en la desviación estándar de una población, determinar si existen diferencias significativas entre las medias de las variables comparadas. Las poblaciones contienen números muestrales diferentes, por lo que el test aplicado es del tipo no-pareado (ecuación 4.1). La hipótesis nula (H_0) testada es si las medias de reflectancia espectral entre las poblaciones de las distintas especies son significativamente iguales. Aunque es razonable asumir la normalidad en las muestras de firmas espectrales de superficies naturales [Lillesand y Kiefer, 1994], previo a la realización del test las firmas espectrales fueron analizadas para estimar la distribución normal.

$$t = \frac{\bar{x} - \bar{y}}{\sqrt{(s_1^2/n_1 + s_2^2/n_2)}} \quad (\text{Eq 4.1})$$

Siendo:

x1: media de especie 1
x2: media de especie 2
s1: varianza de especie 1
s2: varianza de especie 2

Para cada época por separado, se ha calculado el valor del estadístico *t-valor* para la comparación entre las cinco especies dominantes. Se ha querido valorar en que época son más desiguales las especies. En la comparación entre la muestra de firmas espectrales, se obtiene un *t-valor* para cada longitud de onda, que estima las regiones espectrales que más separan las especies.

Similitud Global

La similitud global tiene en cuenta toda la firma espectral para estimar la coincidencia entre las respuestas espectrales de las distintas especies. En este caso, se obtiene un índice de la similitud para todo el espectro. El objetivo es obtener estos índices de similitud entre las especies de matorral más representativas, se han analizado las firmas correspondientes al Tipo II, adquiridas sólo en época seca y descritas en el apartado 4.2.3.

En el final de la época seca, tras pasar un largo período de varios meses sin lluvias, todas las especies están fenológica y vegetativamente de manera similar. Sus diferencias en firma espectral son debidas a sus caracteres morfo-fisiológicos (pigmentos, estructura de la hoja, contenido de agua, etc.). Es, por lo tanto, un buen momento para estudiar la presencia y magnitud de sus diferencias espectrales.

Las firmas utilizadas en este análisis se representan en la Figura 4.14. Son las mismas firmas espectrales que las de la Figura 4.12, representadas con el continuo²⁹ aplicado. El continuo es una técnica de normalización mediante una curva convexa ajustada a lo largo de los máximos de reflectancia albedo [Clark y Roush, 1984], ver la ecuación 4.2:

$$R'_{(\lambda i)} = \frac{R_{(\lambda i)}}{R_c(\lambda i)} \quad (\text{Eq 4.2})$$

Siendo:

$R'(\lambda i)$: reflectancia con el continuo eliminado
 $R(\lambda i)$: reflectancia original de cada longitud de onda i
 $R_c(\lambda i)$: reflectancia del continuo .

Una vez aplicado el continuo, se obtienen unas nuevas curvas de reflectancia que enfatizan la localización y profundidad de las absorciones y minimiza el efecto del albedo [Mutanga et al, 2004]. En las firmas espectrales de la vegetación el albedo es función del suelo, humedad y la estructura de la planta, la normalización del continuo puede ayudar a encontrar diferencias espectrales debidas a diferencias en composición química una mejor separabilidad [Schmidt y Skidmore, 2003].

²⁹ El continuo es una técnica de normalización mediante una curva convexa ajustada a lo largo de los máximos de reflectancia [Clark y Roush, 1984]

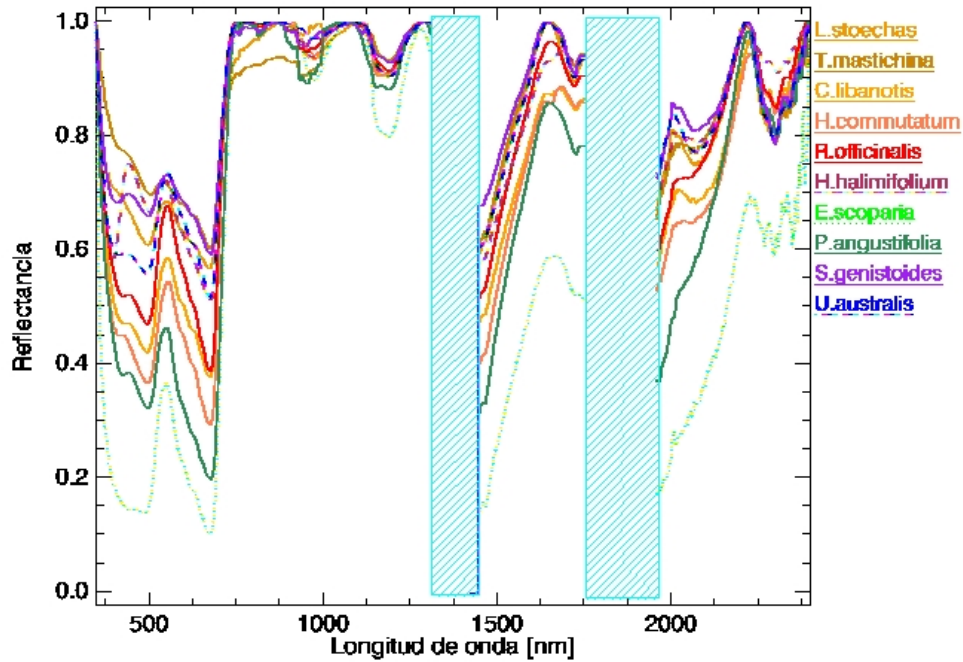


Figura 4.14.- Firmas espectrales de las especies de matorral de Doñana a nivel de dosel. Firmas medias en época seca y con el continuo aplicado. Se representan con colores verdes las especies esclerófilas, amarillos-rojos especies semi-esclerófilas, azules especies leguminosas. Se representan con trazo continuo las especies de *Monte Blanco*, en trazo punteado las especies de *Monte Negro*, y rayado las especies de *Monte Intermedio*.

Algoritmos de tipo determinativo, repasados en la Tabla 2.1, se han aplicado para evaluar la similitud global entre las firmas espectrales. En este estudio se han aplicado, sobre las firmas originales y con el continuo aplicado, dos algoritmos diferentes:

- *Spectral Similarity Value* (SSV) [Sweet, 2000]: compara dos firmas espectrales, calcula su similitud combinando la medida de la distancia euclídea y la correlación de los valores de reflectancia a lo largo de la longitud de onda. De la magnitud de este vector se cuantifica la similitud, pudiendo tomar valores de 0 para espectros muy similares, y un máximo de 1.41 (por raíz de 2) para espectros muy diferentes. Su expresión es:

$$ssv = \sqrt{D^2 + (1 - R)^2} \quad (\text{Eq 4.3})$$

$$\text{Siendo} \quad D = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (S1_i - S2_i)^2} \quad R = \frac{1}{N-1} \left[\frac{\sum_{i=1}^n (S1_i - \mu_{S1})(S2_i - \mu_{S2})}{\sigma_{S1} \sigma_{S2}} \right]$$

Donde

S1 y S2 son las firma espectrales de dos especies de matorral, D es la distancia euclídea a lo largo de la longitud de onda i y R es el coeficiente de correlación con medias μ y varianzas σ .

→ *Spectral Angle Measure* (SAM) [Kruse et al, 1993]: es uno de los algoritmos más utilizados en teledetección como clasificador de imágenes. Analiza las distancias angulares entre los valores de reflectancia de dos firmas espectrales, a lo largo de la longitud de onda. Define las diferencias en la forma con el ángulo entre los vectores, siendo menos sensible a la amplitud de la firma debida al albedo. Tiene valores cercanos a 0 para espectros muy similares, y de $\pi/2$ para espectros muy distintos

$$SAM = \arccos \left[\frac{\sum_{i=1}^n S1_i S2_i}{\sqrt{\sum_{i=1}^n S1_i^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n S2_i^2}} \right] \quad (\text{Eq 4.4})$$

Siendo:

S1 y S2 son las firma espectrales de dos especie de matorral.

Variabilidad Intra-específica

En el apartado 2.2, se ha visto como los gradientes ambientales a lo largo de un ecosistema pueden hacer variar las características morfológicas y fisiológicas dentro de los individuos de una misma especie vegetal. Por lo tanto, su respuesta espectral a nivel de dosel puede sufrir variaciones. Para cuantificar la separabilidad espectral entre especies y para la generación de la librería espectral, se hace necesaria la estimación de este rango de variación.

En el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de Doñana, la topografía dunar determina la variación en la profundidad del agua subterránea, por ello un distinto alcance a los recursos hídricos. Las especies colonizan los distintos ambientes, más húmedos o secos, según sus capacidades y exigencias hídricas. Al mismo tiempo, cada especie afronta este gradiente hídrico con mayor o menor rango, es decir una especie como *Ulex minor* requiere de lugares húmedos todo el año. En cambio, *H. halimifolium* tiene una mayor capacidad de tolerancia a la sequía que le permite colonizar ambientes con distintos niveles freáticos. La colonización de rangos más amplios de estos gradientes, puede determinar que las especies muestren, a su vez, un rango en sus características morfológicas y con ello en la respuesta espectral.

En la vegetación arbustiva las variaciones del LAI es el componente de mayor influencia en la variabilidad de su respuesta espectral [Asner, 1998]. Sus variaciones dependen de las propias características de las especies, así como del estado de crecimiento estacionalidad y condiciones ambientales. El LAI de especies mediterráneas normalmente comprendido entre 1 y 2, puede incrementarse a 3 y 4 en condiciones de balance hídrico muy favorable [Gratani, 1993]. Como se ha visto en el apartado 4.1.3, dentro de las especies de

matorral de Doñana, encontramos especies con distintos niveles de colonización de áreas con diferentes recursos hídricos. Estas especies pueden mostrar de distinta manera las variaciones de LAI, siendo necesario evaluar su influencia en la respuesta espectral de cada especie esclerófila, semi-esclerófila y leguminosa.

Las firmas espectrales de campo utilizadas en esta estimación son las Tipo II para las especies dominantes, explicadas en el apartado 4.2.3. Estas firmas están adquiridas sobre individuos de diferente LAI presente a lo largo del ecosistema, solo en época seca. El LAI de cada individuo está medido mediante la técnica de fotos hemisféricas, explicadas en el apartado 4.2.2. Se ha visto que la metodología seguida en esta tesis para el cálculo de LAI mediante el tratamiento de las fotos hemisféricas, hace que el dato obtenido sea en realidad el índice PAI. El *software* Hemiview 2.1 se ha utilizado teniendo en cuenta la superficie de hojas y ramas. El objetivo buscado en este apartado de la tesis es suficiente con tener el valor relativo de PAI entre las plantas, no necesaria una calibración de las fotos mediante métodos directos para obtener valores reales.

Un ejemplo de las firmas utilizadas en el análisis, se puede ver en la Figura 4.15(a). Se pueden ver las distintas firmas espectrales de romero, para las variaciones de PAI. La Figura 4.15(b) muestra ejemplos de las fotos hemisféricas correspondientes a los mismos individuos de la Figura 4.15A. La estimación de la variabilidad intra-específica debidas a las variaciones de PAI, se ha realizado mediante el cálculo del coeficiente de variación y el coeficiente de correlación, explicados en el apartado 2.2.2. El coeficiente de variación cuantifica si es mayor o menor el cambio entre la respuesta espectral de los doseles con distinto PAI, por el contrario, el coeficiente de correlación determina si los cambios de PAI reflejan un aumento o disminución de la reflectancia

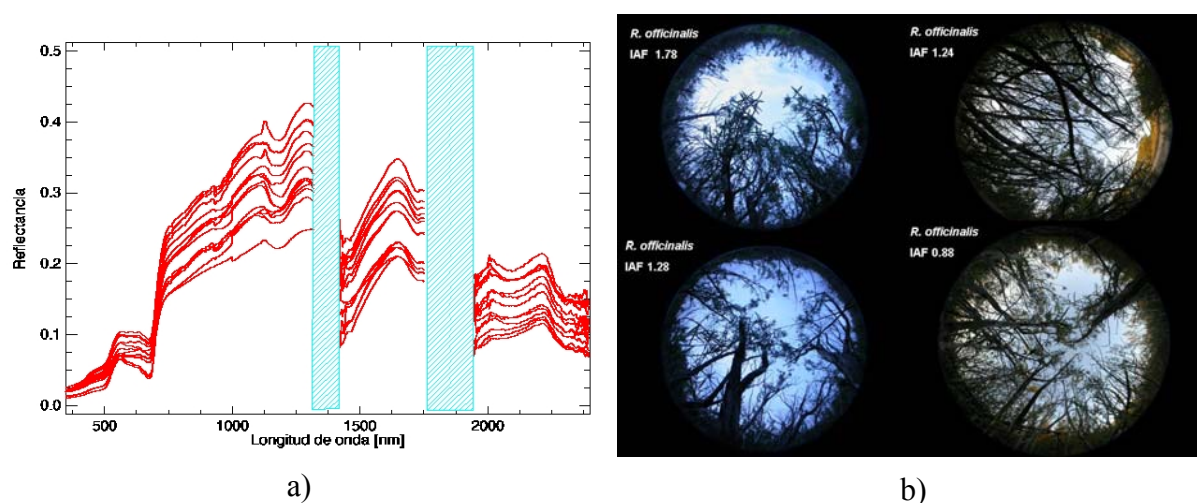


Figura 4.15.- Variabilidad de la respuesta espectral del romero: a) variabilidad PAI de Romero; b) Cuatro fotos de mayor variabilidad de PAI de romero.

4.4. Resultados y Conclusiones

En este apartado se presentan los resultados obtenidos. Se muestran los datos auxiliares adquiridos, la librería espectral generada, y la estimación de la separabilidad espectral entre las especies de matorral de las *Arenas Estabilizadas* de Doñana.

4.4.1. Datos Auxiliares

La Tabla 4.4 muestra los recubrimientos de las cinco especies dominantes del matorral obtenidas mediante los muestreos sobre las parcelas de campo. Estos datos serán utilizados para la validación de las coberturas obtenidas con las imágenes hiperespectrales INTA-AHS.


Tabla 4.4.- Cobertura de especies vegetales en parcelas de campo [%]

Parcela	E.scop	H.hali	R.offi	U.aust	S.genis	Parcela	E.scop	H.hali	R.offi	U.aust	S.genis
MA_01	52	21	12	20	0	MA_16	70	0	0	15	0
MA_09	0	20	20	12	0	MA_10	0	20	23	0	0
NV_20	0	15	25	0	0	MA_04	10	25	33	10	33
NV_19	14	30	29	5	0	NV_10	70	0	0	0	0
NV_18	0	10	49	12	0	NV_14	40	0	20	20	0
NV_17	11	44	0	0	10	NV_03	0	5	29	5	10
NV_02	0	20	27	0	10	NV_04	0	10	31	15	5
NV_01	0	16	23	0	11	NV_21	0	22	25	0	0
MA_06	0	16	14	10	20	MA_21	0	25	10	0	10
MA_05	0	14	19	20	18	MA_25	20	10	15	40	20
MA_02	0	12	36	0	10	MA_31	0	40	20	0	12
NV_07	0	10	40	0	0	MA_30	40	10	0	20	21
NV_08	8	0	0	0	0	MA_23	0	40	15	5	15
NV_09	0	50	18	0	0	MA_28	30	10	0	32	20
MA_07	7	10	0	15	0	MA_32	0	0	5	0	0
MA_37	0	43	10	10	20	MA_33	0	40	15	0	25
MA_34	10	60	0	0	10	MA_29	30	37	0	30	25
MA_35	0	40	0	0	5	NV_16	44	23	0	20	20
MA_36	80	0	0	17	0	NV_12	12	55	0	0	15
NV_22	0	44	0	0	15	NV_05	0	25	0	0	40
MA_03	0	12	13	5	20	MA_27	40	32	0	17	25
MA_22	0	20	30	0	0	NV_06	10	30	10	0	20
MA_08	0	10	20	20	0	MA_12	0	40	0	40	0
MA_13	0	10	30	20	0	NV_13	25	25	25	0	0
NV_11	0	0	50	10	0	MA_14	80	0	0	10	0
MA_17	0	27	21	35	0	MA_24	0	0	60	0	0
MA_15	0	30	32	0	0	MA_26	0	0	50	0	0
MA_20	70	0	0	18	0	MA_11	0	35	11	5	5
MA_19	0	10	10	45	0	NV_23	0	35	0	35	0
MA_18	0	30	20	0	0	NV_15	0	0	55	0	0

Las parcelas situadas en la zona de *Las Naves* se identifican con NV, y las parcelas situadas en la zona de *Manto Arrasado* se identifican con MA. El brezo de escobas (*E.scop*) está presente en pocas parcelas, mayoritariamente correspondientes a zonas de *Manto Arrasado*, pero con densidades altas de entre 60 y 90 %. Las especies más ampliamente distribuidas son el jaguarzo (*H.hali*) y el romero (*R.offi*), aunque difícilmente superan

recubrimientos mayores del 60%. Las dos especies de leguminosas, el tojo (*U.aust*) y el tojo morisco (*S.genis*) no son tan extendidas, y superan en muy pocas parcelas una cobertura de 50%.

En la Tabla 4.5 se muestran los valores de PAI para las especies dominantes de matorral medidos mediante fotografía hemisférica. El intervalo encontrado de PAI, varía entre poco menos de 1 y poco más de 3. Las especies con el valor medio más alto son el jaguarzo y el tojo, muy cercanos al 2. El jaguarzo es la especie con rango más amplio de valores, por el contrario el tojo morisco es la de menor rango, si bien es especie con la menor población muestral. El valor medio menor es el encontrado en el brezo de escobas con 1.3. El romero es la siguiente especie de valor bajo con 1,5. En el caso del romero, un factor que puede justificar sus valores menores de PAI es la capacidad que tiene de estrechar la hoja como adaptación al mantenimiento de agua en hoja.

Tabla 4.5.- Valores de PAI del matorral de las Arenas Estabilizadas de Doñana					
Especie	<i>Erica scoparia</i>	<i>Halimium halimifolium</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>	<i>Stauracanthus genistoides</i>	<i>Ulex australis</i>
Individuo					
indiv-1	1,543	1,570	1,813	0,941	1,546
indiv-2	1,984	1,137	1,784	1,747	2,267
indiv-3	1,497	2,807	1,732	0,875	1,25
indiv-4	2,276	1,681	0,985	2,038	1,597
indiv-5	1,948	2,218	0,965	1,094	1,98
indiv-6	1,771	1,963	1,408		1,844
indiv-7	1,637	1,517	1,287		2,070
indiv-8	1,355	3,241	0,721		1,760
indiv-9	1,581	1,845	1,108		2,417
indiv-10	1,756	1,892	0,790		2,067
indiv-11	1,8		0,887		1,519
indiv-12			1,216		1,769
indiv-13			2,167		2,139
indiv-14			1,948		
indiv-15			1,248		
Media	1,807	1,987	1,571	1,626	1,909
Max	2,276	3,241	2,167	2,038	2,417
Min	1,355	1,137	0,721	0,8785	1,519

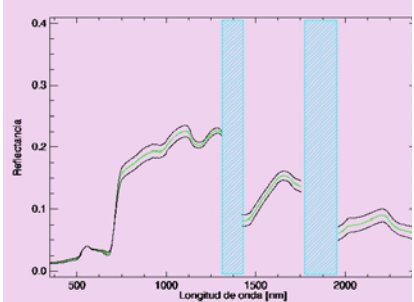
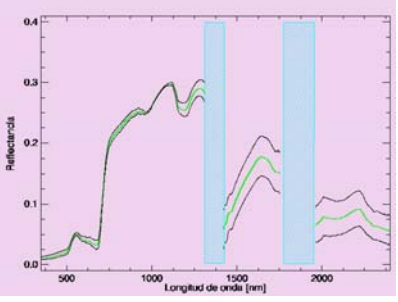

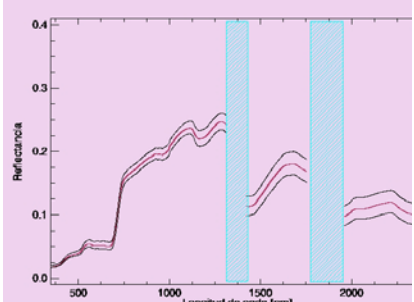
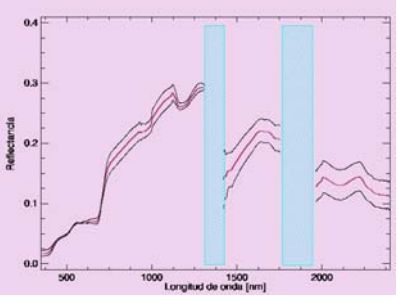

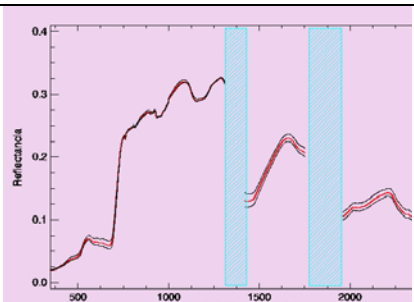
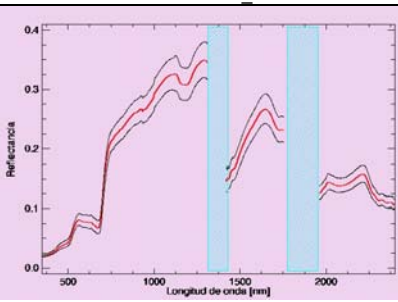

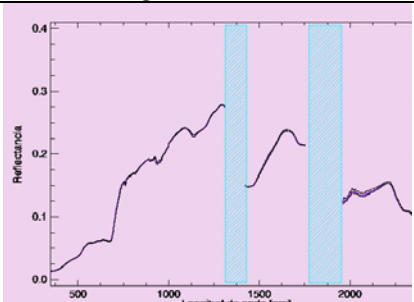
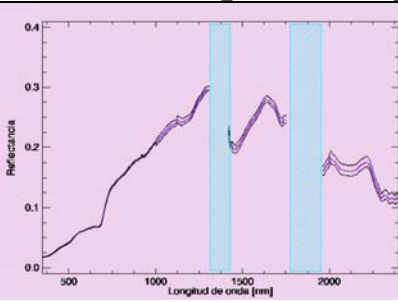

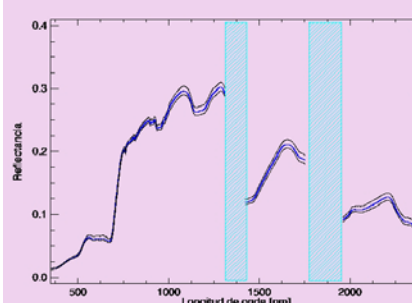
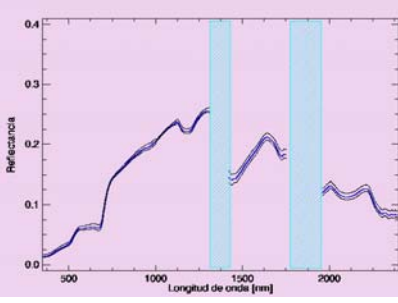

4.4.2. Librería Espectral

En la Tabla 4.6 se representan las firmas espectrales que forman parte de la librería espectral de las cinco especies dominantes del matorral de las *Arenas Estabilizadas* de Doñana. Se muestra, tanto para la época seca (mayo-septiembre) como para la época húmeda (octubre-abril), la firma espectral promedio y la desviación estándar debida a los rangos de variabilidad encontrados.

En una primera comparación visual de las firmas espectrales de la Tabla 4.6, se pueden observar algunas de las diferencias existentes entre las distintas especies y épocas:

- En una comparación entre ambas épocas y teniendo en cuenta las cinco especies, se observa en las firmas espectrales de la época humedad una menor variabilidad intra-específica. De manera general, a lo largo de todo el espectro y para todas las especies, la desviación estándar es menor en esta época húmeda. También se observa que en esta época húmeda, las firmas espectrales medias son más similares entre las diferentes especies. En la zona del SWIR2, en concreto, se puede ver que la forma y el albedo de la firma es muy similar entre ellas. Por el contrario, en la época seca existe una mayor variabilidad y las firmas son más diferentes entre ellas.
- Del mismo modo, en una comparación entre las dos épocas y teniendo en cuenta también las cinco especies, se observan algunas diferencias generales entre las firmas espectrales. La diferencia más evidente entre las firmas de todas las especies se produce en la parte del SWIR2. En la época seca se hace patente la absorción de lignina y celulosa con una banda centrada en la longitud de onda 2102 y 2310 nm, debido a la menor presencia de agua en hoja [Elvidge, 1990]. Este aspecto diferencial entre épocas no se presenta de manera tan evidente en las especies de leguminosas, sus hojas pinchudas y de menor contenido de agua, hacen que la banda de absorción esté presente en ambas épocas. Otras diferencias menos evidentes entre épocas son: un mayor albedo general de las firmas en época seca, este aspecto es muy evidente en *E. scoparia*, *H. halimifolium* y *R. officinalis*; cambios tenues en la profundidad de las bandas de absorción de agua centradas en 975 y 1188 nm. Siendo muy evidente, este aspecto, en las especies de leguminosas que llegan a casi perder estas bandas de absorción en época seca.
- En la comparación entre las distintas especies, la señal más baja en el VIS y para las dos épocas es para el brezo de escobas, especie característica del *Monte Negro*. Por el contrario, las especies más reflectivas en ambas épocas son el jaguarzo y el romero, más comunes de *Monte Blanco*. Dándoles un aspecto más blanquecino a estas especies. En el infrarrojo cercano, las especies leguminosas muestran los niveles más bajos de albedo. El tojo, perteneciente al *Monte Intermedio* es la especie de menor reflectancia en esta región espectral. El brezo de escobas, es la especie con profundidad más marcada de las absorciones de agua en el infrarrojo. En el SWIR2, las especies más reflectivas son las leguminosas, que también muestran las bandas de absorción de celulosa y lignina más profundas en época seca.

Tabla 4.6- Librería espectral de las 5 especies dominantes del matorral de Doñana. Firma espectral media y variación con respecto al PAI

Firmas época húmeda		Firmas época seca	
<i>Erica scoparia</i>:		PAI mínimo:1.03 PAI máximo : 2.87 Coeff variation: 11%	
			
<i>Halimium halimifolium</i>		PAI mínimo:1.1 PAI máximo : 3.8 Coeff variation: 18%	
			
<i>Rosmarinus officinalis</i>		PAI mínimo: 0.8 PAI máximo : 2.5 Coeff variation: 20%	
			
<i>Stauracanthus genistoides</i>		PAI mínimo:0.9 PAI máximo : 2 Coeff variation: 6%	
			
<i>Ulex australis</i>		PAI mínimo:1.5 PAI máximo : 2.5 Coeff variation : 12%	
			

4.4.3. Evaluación de la Separabilidad Espectral

A partir de la librería espectral se ha evaluado la separabilidad espectral entre las diferentes especies de matorral.

El primer aspecto considerado ha sido la estimación de la similitud local inter-específica. Se han analizado las firmas espectrales de las cinco especies dominantes de matorral, tanto para época seca como para época húmeda. Se ha determinado la época de mayor separabilidad entre las especies y las zonas espectrales donde se pueden encontrar las mayores diferencias.

El resultado del test *t-student* nos indica si la variabilidad de la firma espectral a nivel interno de la especie es significativa frente a las diferencias entre las distintas especies. Las medias de la población de dos especies se consideran significativamente diferentes si el valor del estadístico *t-valor* es mayor que el valor *t-crítico* obtenido de las tablas de probabilidades con el 5% y 1%. El valor del estadístico *t-valor* calculado en todas las comparaciones entre especies para época seca y húmeda, se muestra en la Figura 4.16. En cada gráfica de comparación entre dos especies, la curva representa el *t-valor* a lo largo de la longitud de onda, pudiendo existir zonas del espectro significativas y otras zonas no. Cada comparación entre especies varía en los grados de libertad dependiendo del número de muestras, por lo tanto su correspondiente *t-crítico* también varía. El valor *t-crítico* se indica por la línea roja.

Analizando las gráficas, se observa que *E. scoparia* exhibe las mayores diferencias con el resto de las especies, salvo con *H. halimifolium*. Esta diferencia es significativa en ambas épocas, siendo incluso mayor esta diferencia en época seca. La segunda especie más distinta frente al resto es *R. officinalis*. Alcanza las mayores diferencias en época seca, salvo en su comparación con *U. australis*. *H. halimifolium*, con los que presenta valores no muy elevados de significancia. Las dos especies de leguminosas *U. australis* y *S. genistoides*, exhiben menores grados de separabilidad, siendo algo mayor en época seca.

El análisis de similitud local realizado aplicando el test *t-student*, obtiene valores del estadístico para cada longitud de onda de manera independiente. Se pueden destacar regiones espectrales que exhiban las mayores diferencias entre las especies. Teniendo en cuenta la variabilidad espectral entre los individuos de la misma especie, y las diferencias entre especies. Estas zonas de mayores diferencias significativas ($p < 0.05$), están representadas, con las bandas en la Figura 4.17. Las regiones son de 480, 770, 1600 y 2100 nm y nos van a permitir situar a las regiones espectrales que más fácilmente pueden realizar la cartografía de especies con las imágenes hiperespectrales.

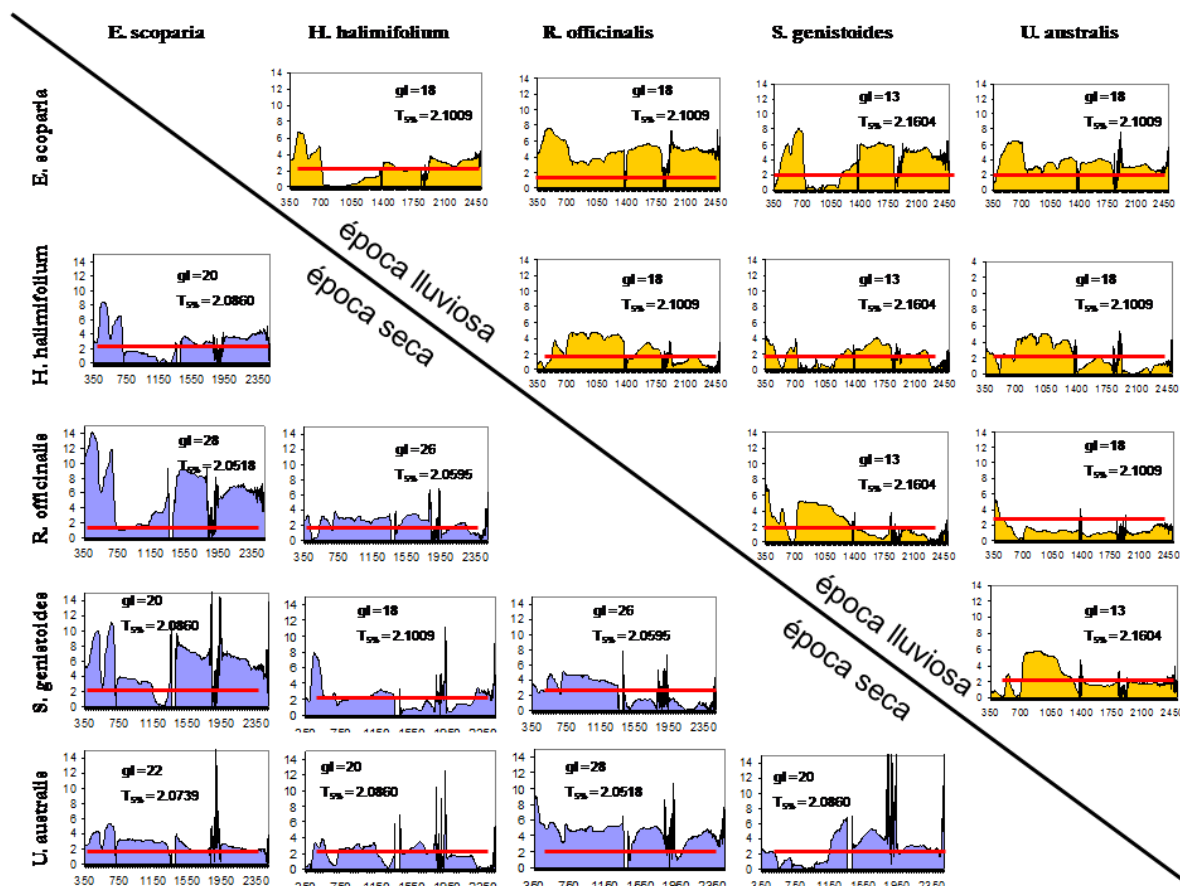


Figura 4.16.- Valores del estadístico de la t de Student entre especies dominantes del matorral de Doñana. Comparación del t-valor frente al valor crítico en época seca (azul); y época lluviosa (naranja).

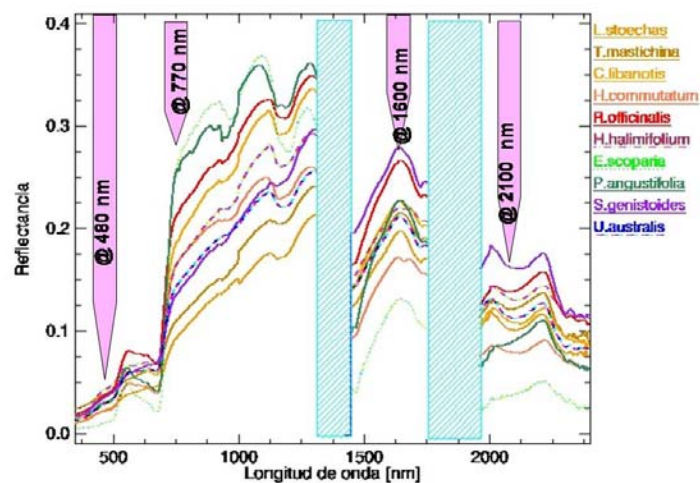


Figura 4.17- Zonas de mayor separabilidad entre especies de matorral, las zonas están señalizadas con las bandas en rosa. Se representan con colores verdes las especies esclerófilas, amarillos-rojos especies semi-esclerófilas, azules especies leguminosas. Se representan con trazo continuo las especies de *Monte Blanco*, en trazo punteado las especies de *Monte Negro*, y rayado las especies de *Monte Intermedio*.

El siguiente aspecto considerado es la similitud global inter-específica. Se evalúan, para la época seca, la similitud entre las firmas espectrales de las distintas comunidades y de distintos tipos de hoja. La Figura 4.18 presenta los valores obtenidos con los algoritmos de similitud de firmas espectrales SSV y SAM. Los valores calculados entre las diferentes especies con ambos algoritmos pueden oscilar entre 0 (similitud total) a 1.4 (di-similitud total). En la gráfica, estos valores se muestran interpretados en escala de grises, con el negro representando el valor 0, y el blanco representando el máximo valor encontrado en cada algoritmo con valores máximos de 0.4 con el algoritmo SSV y de máximos de 0.6 en el caso del SAM.

Las gráficas de la Figura 4.18 muestran en la parte por debajo de la línea roja el cálculo para las firmas con el continuo no aplicado (firmas originales), y en la parte por encima de la línea roja las firmas con el continuo aplicado (firmas normalizadas). Se comparan especies esclerófilas representadas en verde, semi-esclerófilas en colores naranjas, y en color azul las especies leguminosas especies esclerófilas. También se indican con trazo continuo, las especies pertenecientes a la comunidad de *Monte Blanco*, en trazo punteado la especies de *Monte Negro* y rayado las de *Monte Intermedio*.

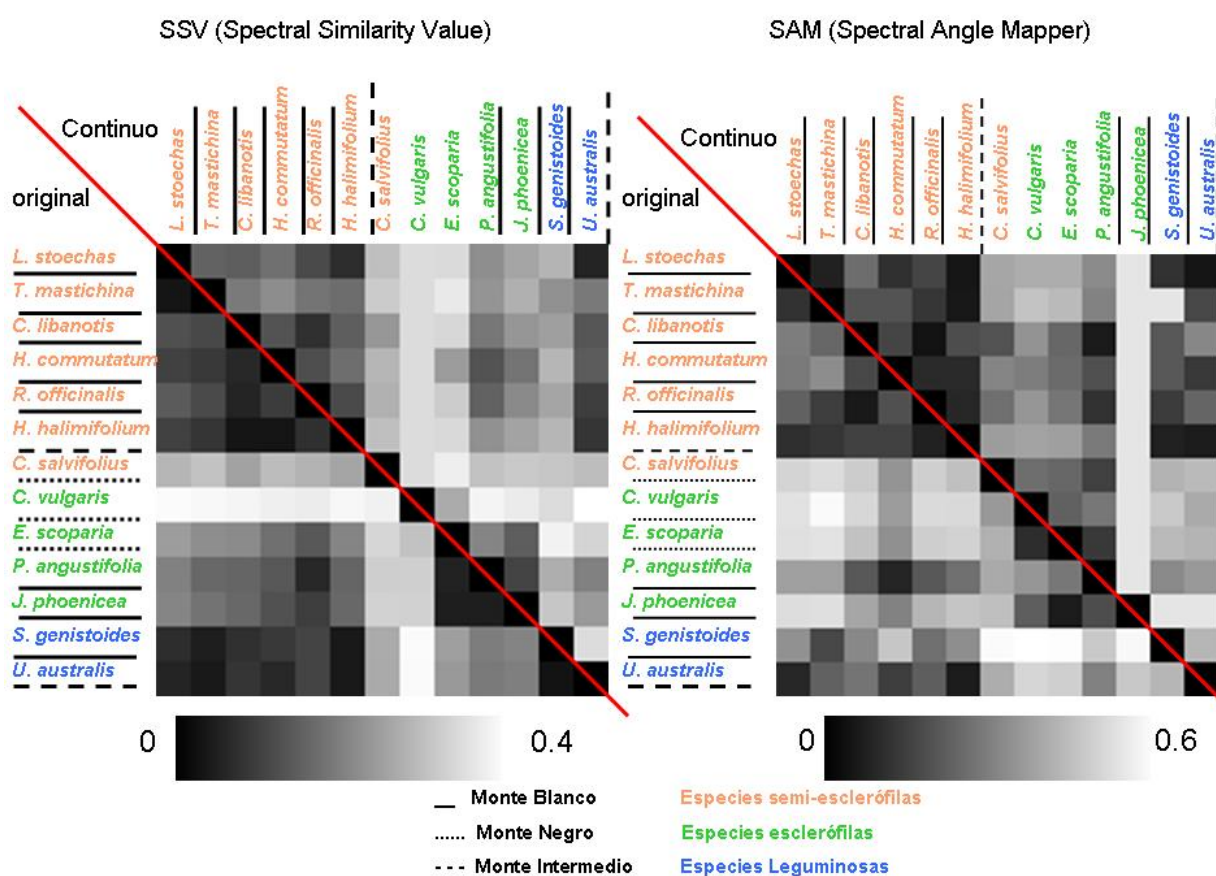


Figura 4.18.- Valores de similitud espectral obtenidos con los algoritmos SSV y SAM entre especies de matorral de Doñana: sin el continuo aplicado; y con el continuo aplicado.

La estimación de la similitud sobre las firmas con la normalización del continuo aplicado, se basa en enfatizar las diferencias en la forma de la curva eliminando las debidas al albedo. En este caso se realiza porque parte de ese albedo se puede deber al sustrato reflectante de las arenas suelo y de la iluminación diferencial y geométrica de las medidas bajo condiciones cambiantes en campo. En el caso del algoritmo SAM, al estar desarrollado para tener en cuenta este aspecto, sólo se han aplicado sobre las formas originales. Para el algoritmo SSV si se han aplicado sobre los dos tipos de curva, obteniendo valores un poco más altos y mostrando una capacidad ligeramente mayor de diferenciación entre especies.

A modo de orientación, para ver si los valores encontrados entre las diferentes especies de matorral son o no suficientes, se ha calculado los valores de estos algoritmos entre una firma de suelo desnudo y una de vegetación. El algoritmo SAM ha obtenido valores de 0.7 y SSV de 0.6 para continuo y 0.55 para las firmas originales. Se tiene que tener en cuenta que estos algoritmos detectan diferencias en la amplitud de la respuesta y en la forma de la curva, y que las firmas que comparamos son en principio muy parecidas.

Como se puede ver en la [figura 4.18](#), los dos algoritmos cuantifican en el mismo sentido la similitud entre especies de las distintas comunidades y tipos de hojas:

- En una comparación entre especies con el mismo tipo de hoja, las especies semi-esclerófilas (en naranja) tiene valores intermedios de similitud entre ellas, con valores menores de 0.2 en ambos algoritmos. Todas ellas son especies de Monte Blanco y Monte Intermedio y sólo *C. salvifolius* que es una especie semi-esclerófila de Monte Negro alcanza valores más altos de desemejanza, sobre 0.3 en SSV y 0.4 en SAM. Las especies esclerófilas muestran valores un poco más altos de disimilitud entre ellas, los dos algoritmos encuentran valores equivalentes de 0.25 en SSV y 0.35 en SAM. Las leguminosas en cambio encuentran otra vez valores medios de similitud.
- En la comparación entre especies de distintos tipos de hojas, las especies de hoja semi-esclerófila frente a especies esclerófilas se llegan a obtener valores de 0.3 a 0.5, respectivamente. La comparación con las especies leguminosas los valores vuelven a bajar para detectar un mayor parecido entre sus firmas espectrales. Con el resto de los tipos de hojas los valores suben a 0.3 y 0.4. Los detectan bajas diferencias entre especies semi-esclerófilas con el resto, de nuevo con *C. salvifolius* como especie discordante, siendo el algoritmo SSV el que muestra mejor rendimiento en separar entre especies esclerófilas.
- En la comparación de especies de una misma comunidad, los valores más bajos de desemejanza se encuentran entre las especies de Monte Blanco. Tienen valores entorno a 0.2 en SSV y 0.3 en SAM. Diferenciándose un poco más las esclerófilas *P. angustifolia* y *J. thurifera* sobre el resto de las semi-esclerófilas y *S. genistoides* que es

leguminosa. También se obtienen valores bajos de desemejanza entre las dos especies de Monte Intermedio, aunque *H. Halimifolium* sea semi-esclerfula y *U. australis* sea leguminosa. Los valores más altos se han obtenido para las especies de Monte Negro, incluso entre *E. scoparia* y *C. vulgaris* que son las dos esclerófilas. Siendo más lógica las diferencias de ambas frente a *C.salvifilolius*.

→ En la comparación entre especies de distintas comunidades, Los valores más altos de desemejanza están entre las especies de Monte Negro frente a las Monte Blanco y de Monte Intermedio. Es el algoritmo SAM el que obtiene mayores diferencias entre estas comunidades con valores de 0.5, siendo de 0.35 en el caso de SSV. Estos valores bajan cuando la comparación se realiza entre especies de Monte Blanco con especies de Monte Intermedio. Siendo eso sí, el algoritmo SAM el que mayores diferencias encuentra en la comparación entre comunidades.

El último aspecto tenido en cuenta ha sido la estimación de la variabilidad intra-específica. Para las firmas espectrales de época seca, se ha evaluado la variación de su respuesta espectral debido a las variaciones de PAI. La Figura 4.19A muestra, para las cinco especies dominantes, el coeficiente de variación, a lo largo de la longitud de onda, de la respuesta espectral debido al rango de variación del PAI. La Figura 4.19B muestra para estas mismas especies el coeficiente de correlación entre el valor de reflectancia y el PAI.

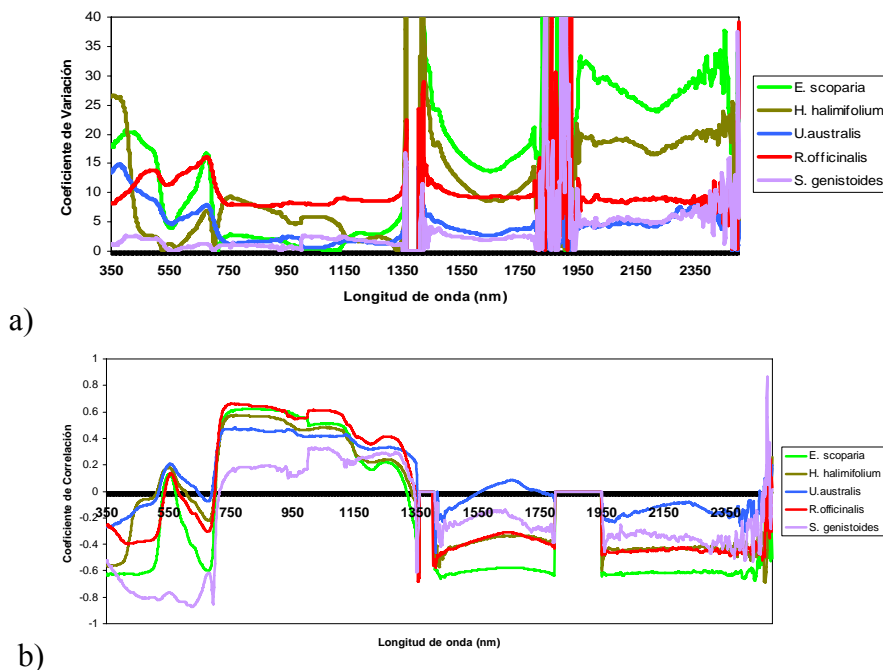


Figura 4.19.- Variación de la respuesta espectral de las especies dominantes del matorral de Doñana en función del LAI: a) valores de correlación LAI vs reflectancia; b) coeficiente de correlación LAI vs reflectancia.

El coeficiente de variación cuantifica si es mayor o menor el cambio entre la respuesta espectral de los doseles con distinto PAI. La especie más variable a largo de toda la longitud de onda es *R. officinalis* y con un valor medio de 20%, la que menos es *S. genistoides* con un 6%. Destaca *E. scoparia* con alta variabilidad en visible y el infrarrojo medio, y muy baja en el infrarrojo cercano.

Por el contrario el coeficiente de correlación determina si los cambios de PAI tienen un efecto en el aumento y disminución de la reflectancia espectral del dosel. A medida que crece el PAI del dosel se observa:

- En el VIS una correlación negativa de todas las especies salvo en la parte de la longitud de onda correspondiente al verde. A mayor presencia de hoja menor es la reflectancia debido a la presencia de los pigmentos, y precisamente la correlación se vuelve positiva en el caso de longitudes de onda del verde (550 nm) debido que aquí aumenta la reflectancia. La especie con el comportamiento más extraño es *S. genistoides* tiene una correlación negativa en todo el VIS y *U. australis* que es una especie muy similar tiene un comportamiento muy distinto. Este comportamiento se puede deber al pequeño tamaño muestral de sólo cinco individuos. Quitando el caso de *S. Genistoides*, la especie de mayor correlación negativa es *E.scoparia* y destaca que el resto de especies tienen correlación menos negativa en la zona entre 450 y 500 nm, destacando un comportamiento distinto.
- En el NIR la correlación de todas las especies pasa a ser positiva, en esta parte del espectro las hojas reflejan la radiación incidente por ello existe una relación positiva. Se alcanzan valores entorno a un $r^2 = 0.5$, salvo *S. genistoides*.
- En el SWIR la correlación de todas las especies pasa a ser de nuevo negativa, la mayor presencia de hoja hace disminuir la reflectancia. En esta parte el contenido en agua y el material fotosintético tiene mucha importancia, a mayor cantidad de hoja y con mas contenido de agua menor reflectancia. El caso de *U.australis*, especie de hojas pinchudas, tiene la menor correlación.

4.4.4. Conclusiones

La Tabla 4.4 muestra el recubrimiento de las especies del matorral de Doñana: *E. scoparia*, *H. halimifolium*, *R. officinalis*, *S. genistoides*, *U. australis*, adquiridas en los muestreos de campo. Se muestran únicamente estas especies al haber corroborado en estos muestreos de campo que son las especies dominantes de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD, como apuntan otros autores [Zunzunegui, et al 2005]. De la misma manera, estas especies son también las

más determinantes para la cartografía de especies desde imágenes hiperespectrales, aportan la parte más sustancial de la señal que llega al sensor hiperespectral aeroportado, al tener el diámetro de sus doseles mayores de 1 m.

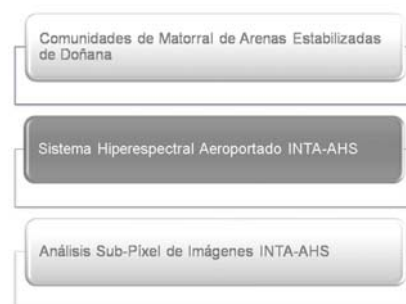
Este capítulo presenta la primera librería espectral de las especies dominantes del matorral pirófito de Doñana. Las firmas espectrales adquiridas mediante espectro-radiometría de campo, han tenido en cuenta el rango de variabilidad de la respuesta espectral debida a los cambios de LAI, y para las dos épocas de regímenes lluviosos.

Las firmas espectrales de las especies dominantes muestran diferencias significativas en la magnitud de su respuesta espectral a nivel de comunidad y de tipos de hojas. A nivel de especies las diferencias son también significativas, salvo para el caso de las bajas diferencias encontradas entre las especies de leguminosas. Estas diferencias encontradas permiten abordar la cartografía de distribución espacial mediante teledetección hiperespectral.

La separabilidad espectral entre estas especies dominantes es mayor en la época seca. Al final de esta época, que es cuando están adquiridas las firmas espectrales, las especies han pasado un tiempo de estrés lumínico e hídrico y tienen un mismo estado fisiológico. Su variabilidad interna es menor y se pueden detectar de mejor manera las diferencias con el resto de las especies.

CAPÍTULO 5.

Imágenes Hiperespectrales Aeroportadas INTA-AHS



El 28 septiembre de 2005 y el 29 de abril de 2008 se realizaron campañas de vuelos con el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS sobre el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD. Las imágenes hiperespectrales adquiridas suponen la base para la realización de la cartografía de la distribución espacial de las especies de matorral, pero previamente tienen que ser procesadas radiométrica y geométricamente. En el capítulo 4 se ha estimado la separabilidad espectral entre las especies, y es importante evaluar la capacidad radiométrica, espectral y espacial del sensor INTA-AHS para detectar las distintas especies vegetales.

Este capítulo muestra la serie de procesos que preparan las imágenes hiperespectrales para la realización de la cartografía mediante la cadena de proceso INTA-AHS. A su vez evalúa la calidad de las imágenes y estima la capacidad del sistema INTA-AHS para la cartografía.

5.1. Datos INTA-AHS

5.1.1. Sistema Hiperespectral Aeroportado INTA-AHS

El sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS está formado por: el sensor hiperespectral aeroportado AHS (*Airborne Hyperspectral Scanner*), la plataforma aérea CASA-212, los sensores de posicionamiento en vuelo GPS/IMU Applanix, equipos de calibración de laboratorio y la cadena de proceso y metadatos [Fernández Renau et al, 2005]. Aunque en el Anexo VI se desglosan y especifican los distintos componentes del sistema INTA-AHS, a continuación se incluye una breve descripción del sensor hiperespectral aeroportado INTA-AHS.

El sensor INTA-AHS construido por *Imaging Group ArgonST* (antes *Daedalus*), es un espectrómetro de imagen aeroportado tipo *whiskbroom line-scanner* que registra la energía

electromagnética en 80 bandas desde el visible al infrarrojo térmico. Fue adquirido por el Área de Teledetección del INTA en 2003, desde el año 2005 está plenamente operativo participando en proyectos de teledetección nacionales y europeos. El AHS está diseñado para ser instalado en avión, con la función de formar durante los vuelos una imagen de la energía emitida y reflejada por la superficie terrestre. Tiene una óptica primaria que consiste en un espejo tipo gregoriano afocal configurado con un IFOV de 2,5 mili-radianes. Este espejo rota mediante un motor de alta presión que facilita que en cada giro se adquiera una línea de imagen de terreno (*across-track*). Para la formación de la imagen completa, este sistema de registro se acopla a una velocidad constante de avance del avión que permite adquirir líneas consecutivas (*along-track*). La energía adquirida en cada IFOV consecutivo es direccionada a los distintos detectores mediante un sistema de espejos y separada espectralmente por filtros y rejillas. La señal analógica que obtienen los detectores es amplificada y digitalizada en 12 bits para formar.

Diferentes alturas del avión se corresponden con diferentes velocidades de giro del espejo, coberturas laterales y resoluciones espaciales. El tamaño de píxel varía entre un mínimo de 2,5 m a un máximo de 6.8 m. La cobertura lateral varía entre un mínimo de 600 m a 5 km. Los 80 canales que registra el AHS entre 450 y 13000 nanómetros, están situados en ventanas atmosféricas donde la atmósfera no es opaca.

5.1.2. Campañas de Vuelos

Las campañas de vuelos hiperespectrales INTA-AHS se realizaron el 28 de septiembre de 2005 y el 29 de abril de 2008, la Figura 5.1 muestra el patrón de líneas de vuelo y coberturas de las pasadas realizadas en cada fecha. En la campaña de 2005 (Figura 5.1 (a)) se realizaron dos pasadas a una altura sobre el terreno de 2743 m y con 6.8 m de píxel, también se realizó una pasada a una altura de 1839 m con un píxel de 4.5 m; en 2008 (Figura 5.1 (b)) se realizaron tres pasadas altas a 2743 m. En la figura, las pasadas se identifican con un nombre que incluye la fecha seguida de un segundo término para el número de pasada (ej P04) y un indicador de la altura sobre el terreno, ID para 1839 m y AD para 2743 m.

La Tabla 5.1 muestra los quicklooks de las imágenes INTA-AHS adquiridas en las dos campañas de vuelo. También indica los ángulos solares, rumbo, altura sobre el terreno y GIFOV de cada pasada.



Figura 5.1.- Líneas de vuelo INTA-AHS de la campañas de imágenes hiperespectrales aeroportadas sobre Doñana en septiembre 2005 (a) y abril 2008 (b).

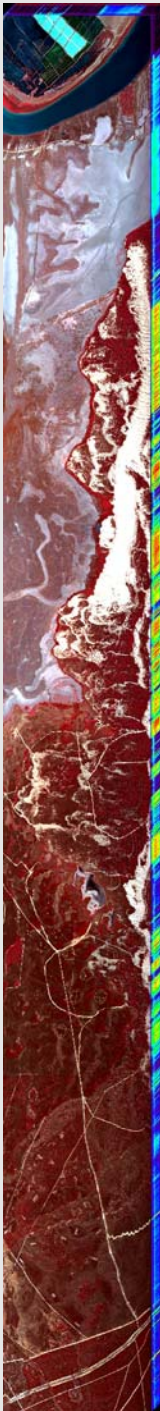
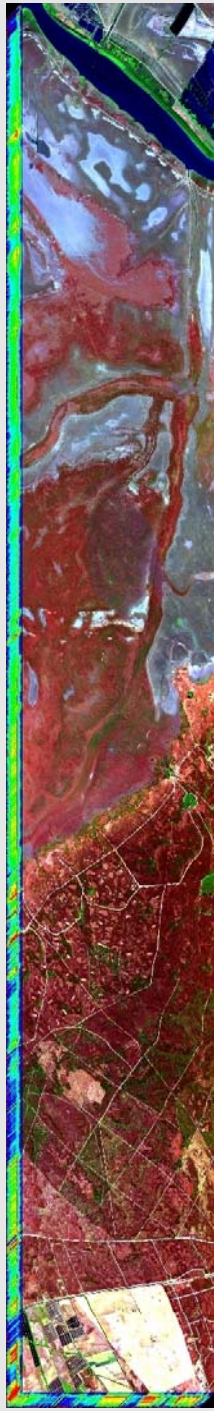
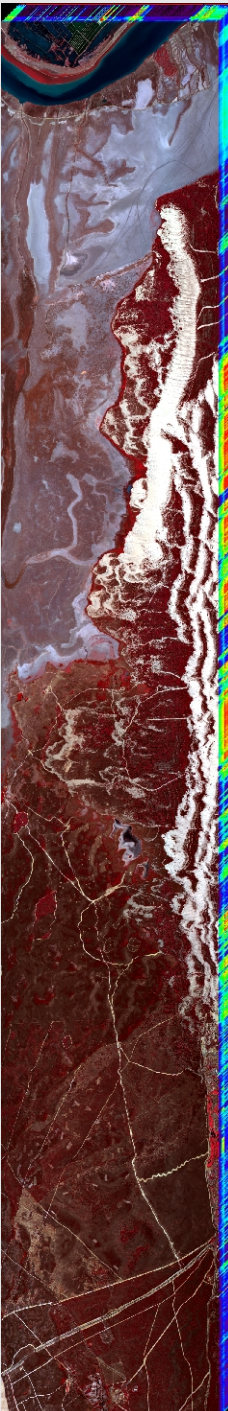


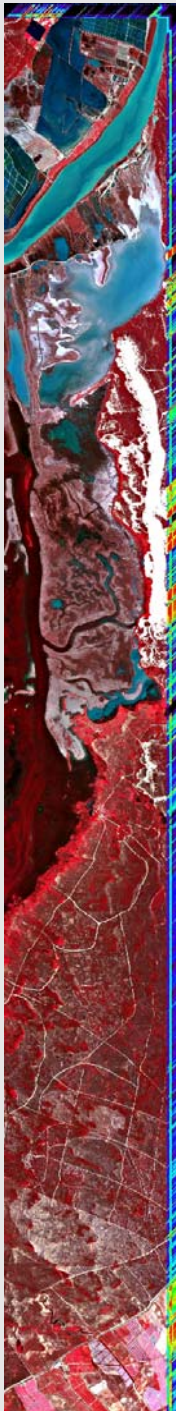
Como se ha visto en el apartado 1.2.2, la planificación de las campañas aeroportadas es necesario que se coordine entre operador y usuario mediante un informe de requisitos del usuario. Además la planificación esta condicionada por las condiciones de topografía y tráfico aéreo de la zona. Para el vuelo de 2005 el usuario fue el Departamento de Teledetección del IGME, en el vuelo de 2008 el usuario fue el Laboratorio LAST de la EBD. En ambas campañas se cubrió el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la Reserva Biológica de Doñana con líneas de vuelos de orientación NW-SE, aunque, como se puede ver en la Tabla 5.1, los rumbos se ajustaron a las horas de vuelo más próximas posible al plano principal solar.

5.1.1. Proceso de imágenes AHS

Como cualquier imagen de teledetección, las imágenes hiperespectrales aeroportadas requieren de una serie de procesos radiométricos y geométricos que las preparan para su posterior análisis. Todas las imágenes adquiridas en una campaña de vuelos, son procesadas mediante una cadena de proceso que genera los niveles de proceso que requieren los usuarios (ver Tabla 1.4). Esta cadena de proceso consiste en una serie de calibraciones, correcciones geométricas y correcciones radiométricas, aplicadas mediante *software* comercial o desarrollado a medida. La cadena de proceso se alimenta también de datos auxiliares sobre el sensor y sobre la zona de estudio necesarios para realizar dichos procesos. Los datos relativos al sensor requieren de mediciones previas realizadas en laboratorio como la calibración radiométrica y la calibración geométrica, también son medidos automáticamente por otra instrumentación adicional asociada al sensor como los datos del GPS/IMU. Los datos relativos a la zona de estudio como: condiciones atmosférica y de iluminación y modelo

digital del terreno, requieren de mediciones directas o su obtención a partir de fuentes externas.

Tabla 5.1 Quicklooks imágenes INTA-AHS sobre Doñana

050928 P04ID	050928 P03AD	050928 P04AD	080429 P02AD	080429 P03AD	080429 P04AD
Azimut_sol: 133° Zenit_sol: 40° Horalocal: 12:02 Rumbo: 313° Altura: 1839m GIFOV: 4.5m	Azimut_sol: 139° Zenit_sol: 43° Hora local: 12:22 Rumbo: 133° Altura: 2743m GIFOV: 6.8m	Azimut_sol: 156° Zenit_sol: 49° Hora local: 13:15 Rumbo: 313° Altura: 2743m GIFOV: 6.8m	Azimut_sol: 125.7° Zenit_sol: 32.7° Hora local: 10:35 Rumbo: 150° Altura: 2743m GIFOV: 6.8m	Azimut_sol: 140° Zenit_sol: 27.2° Hora local: 10:53 Rumbo: 330° Altura: 2743m GIFOV: 6.8m	Azimut_sol: 147.6° Zenit_sol: 25.3° Hora local: 11:12 Rumbo: 150° Altura: 2743m GIFOV: 6.8m
					

La cadena de proceso INTA-AHS se esquematiza en la Figura 5.2. Los distintos niveles de proceso L0, L1 y L2 se explican con profundidad en el Anexo VII, pero se apuntan aquí unas líneas generales:

- Para conseguir el nivel de proceso L0, se transforman los ficheros originales que han sido adquiridos en un formato específico definido por el fabricante, y se generan fichero imagen en formato BSQ compatibles con los programas de tratamiento de imágenes comerciales. La información auxiliar relativa a cada imagen es generada en un fichero de texto adicional. Para todo ello se utiliza la aplicación específica dada por el fabricante *AHSImportUtility*.
- El nivel de proceso L1 consiste en aplicar los coeficientes de calibración radiométrica y la corrección geométrica a la imagen L0. La corrección geométrica se realiza con la aplicación comercial de geocodificación directa PARGE [Schläpfer y Richter, 2002]. Esta aplicación requiere entradas de los datos del sistema IMU/GPS procesados y el modelo digital del terreno. Para las imágenes georreferenciadas de salida la aplicación permite dos opciones; (1) imagen sin corregir acompañada de una imagen de georreferencia IGM (*Input Geometry Map*), que contiene las coordenadas de cada píxel de la imagen en el sistema de referencia de salida elegido; (2) la imagen directamente georreferenciada.
- En el nivel de proceso L2 se generan imágenes de reflectancia en el terreno georreferenciadas mediante la aplicación comercial de corrección atmosférica ATCOR4 [Richter y Schläpfer, 2002]. Esta aplicación esta basada en el código de transferencia radiativa MODTRAN-4 [Berk et al, 2000]. Para cada píxel de la imagen y dentro de la región óptica (350 a 14000 nm), ATCOR4 estima el efecto atmosférico de la señal que llega al sensor en función de los ángulos solares, posición del sensor, condiciones atmosféricas de los parámetros más inestables como son el contenido de vapor de agua y aerosoles. ATCOR4 tiene implementados algoritmos que permiten estimar directamente de la imagen hiperespectral el contenido de vapor de agua y visibilidad, como se explica en el Anexo VII. El efecto de adyacencia, explicado en la Figura 3.2, contamina la señal de las superficies por parte de la atmósfera y disminuye el contraste entre las superficies vecinas [Rihter, 2006].

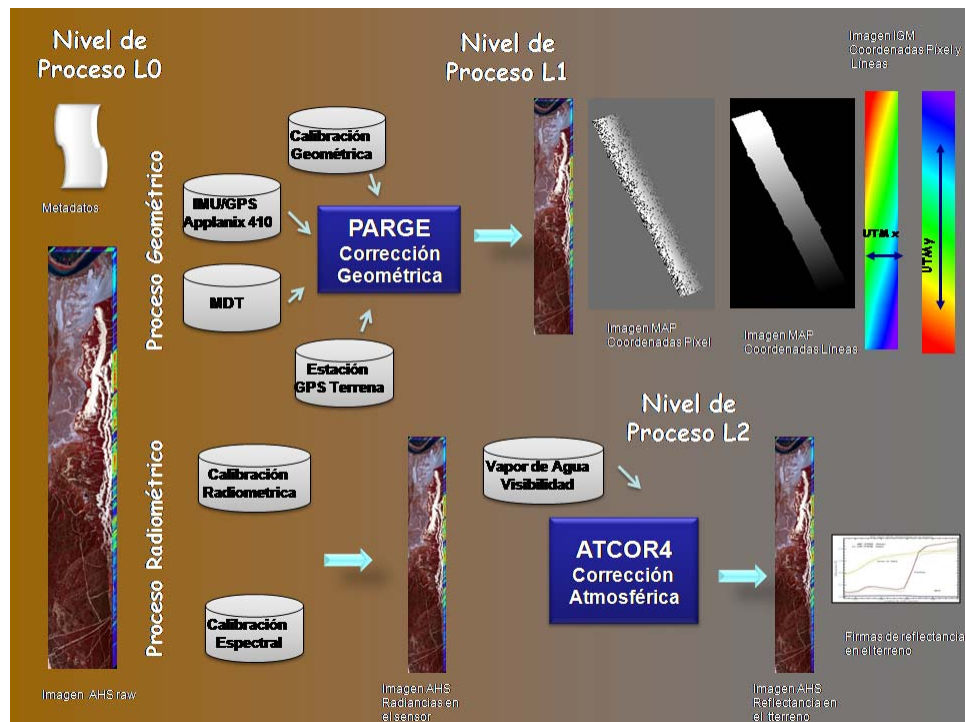


Figura 5.2.- Cadena de proceso del sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS.

Si la zona de estudio es muy extensa y ha necesitado de la adquisición de varias líneas de vuelo en paralelo, se puede formar un mosaico con las imágenes si estas están georreferenciadas a un mismo sistema de proyección. Todas las pasadas se unen para formar una única imagen de salida que engloba la zona de estudio. Herramientas para realizar este mosaico se encuentran implementadas en todos los programas de tratamiento de imágenes. Sobre el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD se han formado mosaicos para ambas fechas utilizando la herramienta *mosaic* de ENVI.

5.1.2. Calidad de Imágenes

Únicamente un instrumento caracterizado, calibrado y validado tiene un valor significativo para la comunidad científica [Biesemans et al, 2007]. La calidad de las imágenes se estima mediante la comparación frente a unos requisitos geométricos y radiométricos especificados. Tanto la calidad radiométrica y geométrica como la información sobre las imágenes INTA-AHS, quedan reportados en el fichero de metadatos en formato XML que el Área del Teledetección del INTA adjunta en la generación y distribución de productos (ver Anexo VIII).

Calidad Radiométrica

La exactitud de la reflectancia en el terreno obtenida es función de la calibración del sensor y de la corrección atmosférica aplicada [Richter et al, 2002]. Esta exactitud se evalúa comparando las reflectancias obtenidas en la imagen, con reflectancias de superficies conocidas o adquiridas en campo mediante espectro-radiometría de campo. En el apartado 2.1.3 se recomendaba que este tipo de superficies, que van a servir para validación, sean homogéneas e invariantes, y a la vez que cubran baja y alta reflectividad. Para la validación de las imágenes INTA-AHS, se han utilizado firmas espectrales adquiridas mediante espectro-radiometría de campo simultáneamente a las campañas aeroportadas (ver apartado 4.2.3). Se midió sobre arena de una duna como superficie “brillante” y la lamina de agua de Santa Olalla como superficie “oscura”.

Con la ecuación 5.1 del RMSE entre la reflectancia de la imagen y la reflectancia del terreno, se ha estimado el error de la salida de la imagen.

$$RMSE_R = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Rc_i - Ra_i)^2} \quad (\text{Eq 5.1})$$

Siendo:
 RMSE_R: error cuadrático medio radiométrico
 Rc: la reflectancia espectral de la firma de campo,
 Ra: la reflectancia espectral de la forma de imagen AHS
 N: la banda espectral AHS.

Calidad Geométrica

El objetivo de las imágenes hiperspectrales es la detección y cuantificación de los materiales y elementos a nivel sub-píxel. Por ello, el requisito de calidad en georreferenciación es exigente, nunca superando un error mayor a dos píxeles. En la evaluación de la exactitud de la georreferencia, es importante resaltar que aunque el método paramétrico aplicado consigue los mejores resultados en imágenes aeroportadas, la corrección es aplicada para cada línea de la imagen de manera independiente. A lo largo de la imagen puede haber zonas muy bien georreferenciadas y otras que no.

Para estimar el error geométrico de imágenes aeroportadas se han desarrollado algunos métodos que tienen en cuenta la totalidad de la imagen, como: *cross correlation* [Biesemans, 2007]. Estos algoritmos son todavía experimentales y sus tiempos de cálculo son extremadamente largos. A día de hoy se siguen utilizando métodos clásicos como: la superposición de cartografía vectorial, la comparación con puntos de control de terreno que son puntos de coordenadas conocidas mediante GPS, ortofotos o cartografía de la zona. Para la validación de las imágenes INTA-AHS se ha utilizado estos dos métodos clásicos. En la

Figura 5.3, se puede ver la cartografía vectorial del Mapa Topográfico Nacional a escala 1:25.000 superpuesta sobre la imagen. Sobre la imagen se puede ver los vectores de la cartografía en azul enmascarando perfectamente los caminos que recorren el ecosistema. También se ha calculado el RMSE según la ecuación 5.2, entre las coordenadas de las imágenes INTA-AHS y las coordenadas del conjunto de reseñas de la Junta de Andalucía.

De los algoritmos existentes para el remuestreo en el proceso de la corrección geométrica, expuestos en el Anexo VII, se ha aplicado el de vecino más próximo. El resto de métodos convolucionan espacialmente la imagen de salida, interpolan los valores entre píxeles vecinos reduciendo la variabilidad de la imagen.

Se ha estimado el RMSE de la georreferenciación de las imágenes AHS frente a puntos de control de ortofoto y de reseñas de la junta de Andalucía.

$$RMSE_G = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Zc_i - Za_i)^2} \quad (\text{Eq 5.2})$$

Siendo:

Zai: coordenadas UTMx e UTM_y de campo

Zci las coordenadas UTMx e UTM_y de imagen AHS.

n: numero de puntos

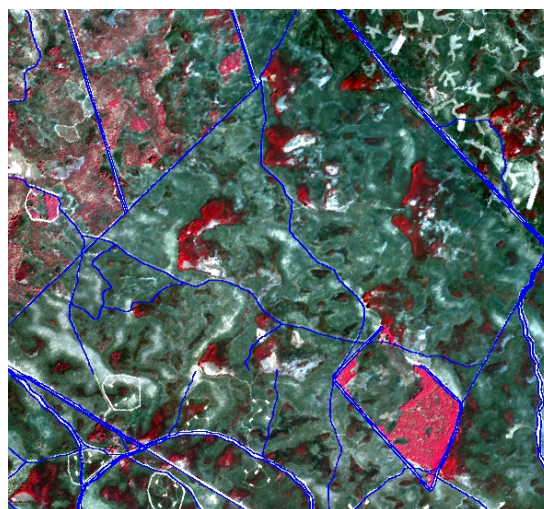


Figura 5.3.- Sub-imagen INTA-AHS con el Mapa Topográfico Nacional en formato vectorial superpuesto.

5.2. Capacidad del Sistema INTA-AHS para la Discriminación de las Especies del Matorral.

Una vez procesadas las imágenes INTA-AHS hasta el nivel L2, están preparadas para iniciar el análisis que permite la generación de la cartografía de especies que se realizará en el capítulo 6. Previamente o de manera paralela, se puede analizar la capacidad de la imagen INTA-AHS en la discriminación de las especies vegetales frente a la separabilidad espectral reinante. Es un ejercicio opcional, que es de gran utilidad para acotar el error que se obtiene en la cartografía. Cuando no existe separabilidad entre las especies involucradas en el estudio,

aunque el sensor hiperespectral tenga las mejores características y por muchos algoritmos que se apliquen, no se puede conseguir una cartografía de su distribución espacial. Cuando sí existe separabilidad, es de gran ayuda ver si las características del sensor son suficientes para abordar la cartografía y cuál es su grado de incertidumbre.

La aplicabilidad del sensor hiperespectral INTA-AHS para la cartografía de especies vegetales va a depender en un primer término de su poder resolutivo en el dominio espacial, espectral y radiométrico, y en un segundo término en las condiciones atmosféricas y de iluminación en el momento de la adquisición de la imagen. En el caso que el sol tenga una mayor elevación aporta más energía y por tanto mayor facilidad de diferenciación. Del mismo modo una atmósfera más limpia, con mayor visibilidad, disminuye el efecto de adyacencia y facilita también la diferenciación.

En este apartado se va a caracterizar la capacidad discriminativa del sensor INTA-AHS para la separabilidad espectral de las especies de matorral del ecosistema de la *Arenas Estabilizadas*. Dicha caracterización está basada en la simulación de las radiancias que llegan al sensor proveniente de las especies de matorral y las condiciones atmosféricas y de iluminación con las que se adquirió la pasada AHS de septiembre de 2005. El objetivo de esta evaluación es acotar en rangos y fuentes la incertidumbre que podemos esperar en la cartografía final.

5.2.1. Simulación de Radiancias en el Sensor

En el diseño y desarrollo de futuras misiones de teledetección, una parte muy importante es evaluar la capacidad y el funcionamiento que van a tener los sensores instalados a bordo, así como estimar la validez de los requerimientos científicos, operacionales y de calibración determinados para dichos sensores [Börner et al, 2002]. Esta evaluación se realiza mediante simulaciones que tienen en cuenta los niveles energéticos que van a llegar al sensor, procedentes de las superficies y a unas condiciones atmosféricas y de iluminación dadas. En el caso de sensores ya operativos como el INTA-AHS, este tipo de simulaciones van encaminadas a una evaluación de la capacidad para una determinada aplicación, analizando las características espectrales, radiométricas y espaciales con las que ha sido diseñado [ESA, NASA].

Siguiendo a [Verhoef, 2003], la simulación de imágenes hiperespectrales en la región del espectro solar (400-2500 nm) está basada en:

- Disponer de la **reflectancia espectral** de las superficies objetivo de la aplicación y sus rangos de variación frente a parámetros ambientales. Las reflectancias se pueden

obtener con espectro-radiómetros de campo o en librerías espectrales existentes. En el caso de la vegetación se pueden generar utilizando modelos de transferencia radiativa que simulan la señal a nivel del dosel como el SAIL, comentado en el apartado 2.2.1.

- **Proyección de la reflectancia espectral a radiancia en el sensor** con las condiciones atmosféricas y de iluminación requeridas. Se utilizan códigos de transferencia radiativa para calcular la influencia de la atmósfera terrestre en la radiancia electromagnética que la atraviesa, ya sea en dirección a la superficie terrestre o hacia el sensor. El modelo sencillo de la radiancia que llega al sensor, TOA (por *Top of Atmospheric*) está descrito en la ecuación 1.2 y se puede ver en la figura 3.2. Es función de la reflectancia del terreno y de las condiciones atmosféricas y de iluminación. La existencia de códigos de transferencia radiativa comerciales como 6S y MODTRAN permiten realizar este procedimiento.

Simulación de las Radiancias de Matorral de Doñana

La simulación de las radiancias de las especies de matorral, se ha realizado partiendo de la librería espectral de las cinco especies de matorral dominantes adquiridas con espectro-radiometría de campo, descrita en el apartado 4.4.2. Esta librería espectral recoge la firma característica de cada especie y sus rangos de variabilidad debidos al PAI. Estas firmas espectrales se han propagado a radiancia en el sensor utilizando el código de transferencia radiativa MODTRAN-4. El rango espectral aplicado es el espectro solar (400 –2500 nm). Del mismo modo, las condiciones de iluminación y observación aplicadas han sido las que se corresponden con las de la imagen adquirida el 28 de septiembre de 2005, que se muestran en la Tabla 5.2.

MODTRAN-4 [Berk et al, 2000] es una versión avanzada del código de transferencia radiativa MODTRAN (*MODerate resolution atmospheric TRANsmittance and radiance code*) desarrollado conjuntamente por *Spectral Sciences, INC* y la *Air Force Research Laboratory /Space Vehicles Directorate* (AFRO/VS). Contiene una base de datos de iluminación solar exo-atmosférica y la absorción de los gases atmosféricos más relevantes a una resolución 2cm⁻¹, incorpora las ecuaciones de la radiación a través de la atmósfera. Estas ecuaciones se han visto mejoradas en esta versión mediante el algoritmo DISORT [Stamnes, et al, 1988], que obtiene con mayor exactitud las múltiples dispersiones por los componentes gaseoso y de partículas de la atmósfera. MODTRAN-4 es el estándar para el computo de la absorción y dispersión de la atmósfera terrestres de alta resolución espectral para todo el espectro óptico [Staenz, et al 2000].

En la Tabla 5.2 se muestran los parámetros del código MODTRAN-4 utilizados para la propagación de las reflectancias de especies vegetales a las condiciones de atmósfera e iluminación presentes en el vuelo. Tanto el modelo atmosférico utilizado “verano de latitudes media”, como el modelo de aerosoles “modelo rural”, y la irradiancia solar exo-atmosférica “modelo de Thullier” [Thullier et al, 2001], son modelos estándares que incorporan la mayoría de los códigos comerciales.

Tabla 5.2 : Parámetros MODTRAN 4 para la simulación de radiancias en el sensor

Fecha : 28 de septiembre de 2005
Modelo: MODTRAN 4
Rango espectral: 350 – 2500 nm
Modelo atmosférico: Verano de latitudes medias
Modelo de Irradiancia: Thullier
Vapor de agua: 1.2 cm
Concentración de CO₂: 360 ppm
Tipo de aerosoles: Rural
Visibilidad o Rango meteorológico: 25 km
Ángulo Azimutal solar : 133
Ángulo Zenital solar : 50
Altura del avión sobre el terreno: 1875 m
Altura del terreno: 10m

MODTRAN4 se ha utilizado para estimar los parámetros atmosféricos que afectan a la señal de salida proporcionada por una reflectancia y unas condiciones de iluminación en cada longitud de onda. La entrada incluye la reflectancia de superficie, geometrías de observación e iluminación y propiedades de la atmósfera (vapor de agua y aerosoles).

La Figura 5.5 muestra las radiancias propagadas con los parámetros de la Tabla 5.2 para la reflectancia espectral media e incremento debido al PAI de las especies *Erica scoparia* (Figura 5.5(b)) y *Halimium halimifolium* (Figura 5.5(b)). La propagación se ha realizado asumiendo una observación nadiral (180°) del sensor. En las curvas de radiancia en el sensor de ambas figuras se observa un patrón similar al de la reflectancia típica de la vegetación, con una menor radiancia en el visible por la absorción de los pigmentos, y una mayor en el infrarrojo por la estructura de la hoja. También en ambas se observa claramente las múltiples absorciones debidas a los gases atmosféricos, con el caso extremo que supone la radiación casi cero que llega en las zonas de elevada absorción atmosférica centradas en 1400 nm y 1900 nm, donde la atmósfera es opaca. En la comparación entre ellas, se observa una menor radiancia de *Erica scoparia* en la parte del visible. Se observa una menor variabilidad de *Halimium halimifolium* en la parte del infrarrojo cercano aunque tiene un mayor rango de variación de PAI.

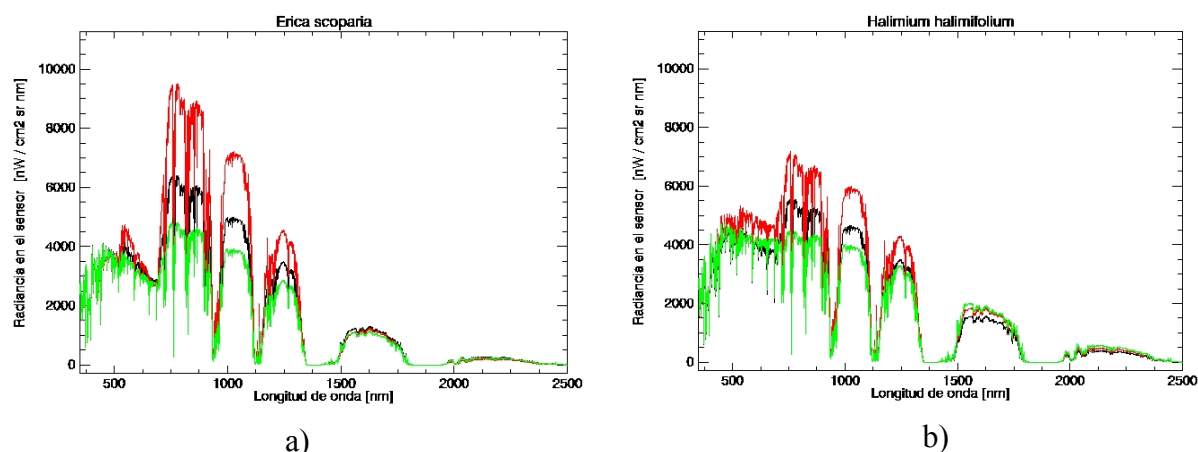


Figura 5.4.- Radiancias en el sensor aeroportado para especies de matorral. Firma espectral máxima (en rojo), media (en negro) y media (en verde): a) brezo de escobas (*E. scoparia*) ; b) jaguarzo (*H. halimifolium*).

5.2.2. Capacidad del AHS para la Discriminación de Especies de Matorral de Doñana.

En el proceso de medición, el sensor muestrea la señal de entrada con una precisión que esta determinada por la función de respuesta en el dominio radiométrico, espectral y espacial. En este ejercicio de muestreo la señal inevitablemente se degrada en mayor o menor cuantía dependiendo de las características de dicha función de respuesta. Para ver como son estas funciones en el caso del INTA-AHS consultar el apartado 5.1.1 y el Anexo II.

La estimación de la capacidad resolutive de un sensor se realiza mediante un análisis de sensibilidad [Slapher, 2000]. Estos análisis modelizan el muestreo resultante en función de la señal de entada y evalúan el rango de error o incertidumbre que puede estar cometiendo el sensor para la aplicación. Para estimar la potencialidad del AHS en la cartografía de especies de matorral de Doñana, se ha realizado un análisis de sensibilidad de la capacidad espacial, espectral y radiométrica sobre las radiancias propagadas en el apartado anterior.

Capacidad Espectral

Los espectrómetros de imagen están diseñados realizar un alto muestreo espectral de la señal que entra al sensor, su funcionalidad está determinada para el reconocimiento de superficies y materiales del terreno. Su capacidad va a depender en un primer término de la cobertura espectral, es decir, que registre a lo largo de toda la región del espectro óptico o sólo en una parte. Por ejemplo, el sensor CASI [39] registra imágenes en la parte del visible e infrarrojo cercano (450 a 1000 nm), pero no en el infrarrojo medio. En un segundo término, la

capacidad espectral también depende de su resolución espectral, donde el número y ancho de los canales proporcionará un mayor detalle espectral. En definitiva, la aplicación objeto de las imágenes del espectrómetro (ej. geología, vegetación, etc.), es la que va a determinar la que demandará la adquisición de datos en ciertas regiones del espectro, y un mayor número de bandas más estrechas. En el caso de la vegetación la región más importante es la del visible e infrarrojo cercano (VNIR), siendo también importante la región del SWIR, y ya en menor medida la región del térmico TIR [HYRESSA_ usuarios].

El INTA-AHS es un sensor con una cobertura espectral completa en el espectro óptico, del visible al térmico. El ancho espectral en el VNIR es de 30 nm y en el SWIR de 15 nm. Por lo tanto, es importante evaluar si la resolución espectral del AHS, sobre todo los 30 nm del VNIR, limitan la detección de las características espectrales diferenciadores de la vegetación en esa región.

Para evaluar la capacidad espectral del INTA-AHS frente a la signature espectral de las especies de matorral de Doñana, se ha comparado la firma captada por el INTA-AHS frente a la que adquiere un sensor de mayor resolución espectral como el HYMAP [40]. El sensor hiperespectral aeroportado HYMAP es actualmente el espectrómetro de imagen tipo whiskbroom referente en aplicaciones geológicas y forestales por su alto muestreo espectral de 15 nm de ancho [Lewis, 2003]. Las radiancias de las cinco especies dominantes del matorral de Doñana proyectadas a radiancias a nivel del sensor, se han remuestreado a la configuración espectral de cada sensor mediante sus respectivas funciones de respuesta espectral. Al remuestrear la firma espectral se simula la degradación que sufre al ser muestreada por el sensor. Las firmas originales de las especies tiene un valor de reflectancia cada nanómetro, formando una firma continua. Estas curvas son convolucionadas o remuestreadas mediante las funciones de respuesta espectral, ver Anexo I. Muchos programas de tratamiento de imágenes incorporan estos procesos de convolución espectral; ENVI por ejemplo, tiene en cuenta el centro y el ancho o FWHM de cada banda del sensor que esta remuestreando y aplica estas funciones a la señal de entrada.

La Figura 5.6 muestra la radiancias en el sensor de las cinco especies dominantes del matorral de Doñana, la gráfica muestra únicamente la parte VNIR del espectro, que es donde el AHS (Figura 5.6 A) tiene peor muestro espectral que el HYMAP (Figura 5.6 B). Las curvas tienen en ambos casos el centro de banda punteado que claramente muestra la mayor resolución espectral del HYMAP.

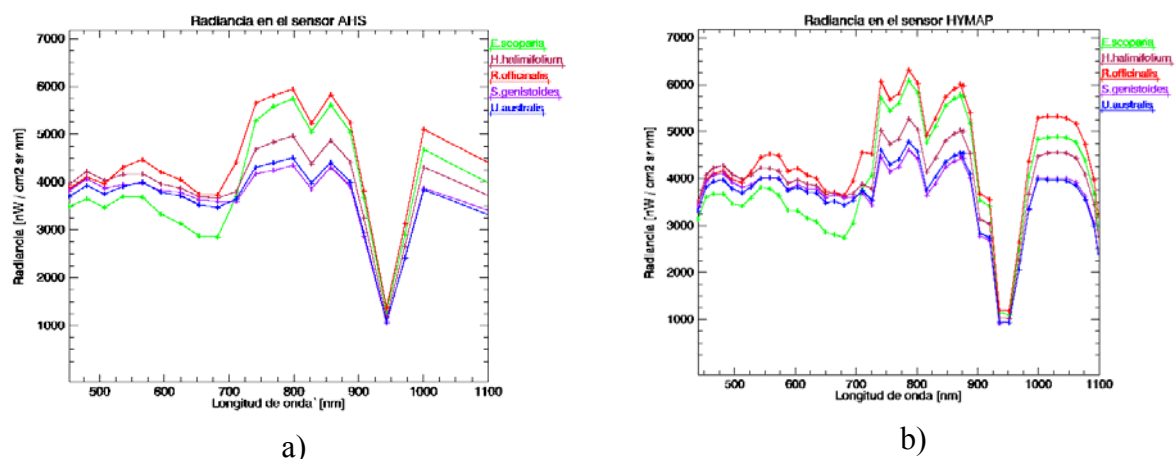


Figura 5.5.- Firmas espectrales de las especies dominantes del matorral de Doñana muestreados con la resolución espectral del sensor INTA-AHS (a), y del sensor HYMAP (b).

Para estimar la pérdida de información en la firma espectral del INTA-AHS frente a las HYMAP, se han calculado el RMSE para cada especie comparando la firma observada por los diferentes sensores. El RMSE representa el porcentaje de error espectral del sistema INTA-AHS.

Capacidad Espacial

El tamaño de píxel y el contraste entre los objetos son los factores que, en un primer término, determinan el tamaño de los objetos que se pueden detectar en las imágenes [Schowengerdt, 2006]. En segundo término, según sea la forma de la función de respuesta espacial o PSF del sensor (ver punto 3.2.2), la capacidad de detalle espacial que tiene el sensor puede disminuir. La mayoría de los sensores hiperespectrales tiene una forma gaussiana de la PSF, ahora bien la anchura de esta función determina que el muestreo espacial tenga una mayor contaminación de señal de los píxeles vecinos. También esta anchura, determina el peso en la integración para la parte central del píxel. Estudios previos han determinado que dependiendo de la PSF el error estándar en la determinación de coberturas sub-píxel puede llegar hasta un 6% [Townshend et al, 2000].

En el esquema de la Figura 5.7 se muestran varios tipos de PSF: PSF teórica, PSF de valor 1, PSF de valor 1.2, y PSF de valor 1.6, sobre una simulación de tres píxeles, a su vez divididos en tres partes. La PSF teórica integraría la señal únicamente proveniente del píxel y todo el terreno del píxel por igual. La PSF de valor 1 no se vería afectada por los vecinos, pero su lectura dentro del píxel no es homogénea, tiene más peso la parte central. El resto de las funciones, las de valores 1.2 y 1.6, se ven contaminadas de manera creciente por los vecinos.

En el momento de escribir esta tesis no se disponía de la PSF del sensor INTA-AHS [De Miguel, comunicación personal], esta función necesita ser medida mediante procedimientos de laboratorio o empíricos que no se han llevado a cabo todavía. De todas maneras, la generalidad de los espectrómetros de imagen tipo *pushbroom* se diseñan con la PSF entorno a 1.1 a 1.2 y los tipo *whiskbroom* entorno 1.4 [Daniel Slapher comunicación personal]. Con ello, se puede asumir que la PSF del sensor AHS se encuentra dentro del margen de los sensores *whiskbroom*.

Para estimar el efecto de la PSF del sensor INTA-AHS en el muestreo espacial de la señal sobre la estimación de coberturas de especies de matorral de Doñana, se ha comparado la posible repuesta del modelo gaussiano de PSF 1 frente a las funciones de 1.2 y 1.6. Esta comparación se esquematiza en la Figura 5.7, se simulan tres píxeles contiguos espacialmente, a su vez divididos en tres partes. Cada parte de cada píxel se correspondería con la cobertura de dos especies de matorral de Doñana de firma espectral algo distinta cómo son *Erica scoparia* y *Rosmarinus officinalis*.

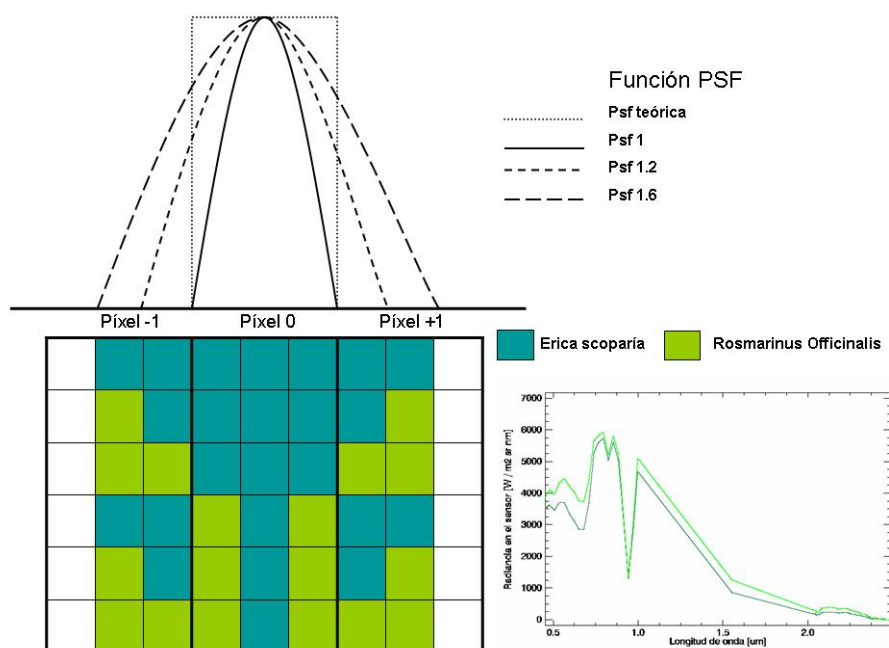


Figura 5.6.- Simulaciones de diferentes funciones de la PSF del sistema hiperespectral INTA-AHS (PSF teórica, PSF valor 1, PSF valor 1.2, PSF 1.6) sobre tres píxeles teóricos divididos a su vez en tres partes con distintos casos de coberturas de *Erica scoparia* y *Rosmarinus officinalis*.

Para todos los casos de simulaciones de combinaciones de píxeles de las dos especies, calculando el RMSE entre la señal muestreada con las distintas PSF frente a la señal muestreada con la PSF de valor 1. El RMSE representa el porcentaje de error espacial del sistema INTA-AHS

Capacidad Radiométrica

Básicamente, la capacidad resolutive en el dominio radiométrico esta determinada por dos factores (ver Anexo II):

- en un primer término, por el número de bits con lo que digitaliza la señal de entrada y la disponibilidad del ganancias selectivas que adecuan el rango radiométrico.
- en un segundo término por el ruido de los saltos energéticos que discriminen cambios en ese fenómeno en estudio.

El INTA-AHS digitaliza la señal entrante en 12 bits. Dispone de un sistema de ganancias para cada canal que le permiten acoplar el máximo y el mínimo de energía muestreada. Las ganancias se seleccionan dependiendo de las condiciones del brillo de las superficies y de las condiciones de iluminación presentes (época del año y hora).

Debido al ruido, la resolución radiométrica aplicada no representa la capacidad discriminativa final de la imagen adquirida. El ruido es la parte de la señal que no tiene información sobre la superficie o fenómeno en estudio, se superpone sobre la señal, tiene múltiples fuentes de generación dentro y fuera del sensor. El ruido se describe típicamente en unidades de radiancia, es interesante ver la relación entre la señal con información y el ruido mediante el cociente Señal-Ruido (SNR por *Signal to Noise Ratio*). Este cociente es la división entre la media de la señal y su desviación estándar. Es un parámetro adimensional, se tiene que referir a un nivel de señal, normalmente se mide al 10% o al 50% de albedo, a mayor SNR la capacidad radiométrica es mejor. Otro parámetro que muestra la capacidad radiométrica es el denominado Ruido Equivalente al Incremento de Radiancia (NEDL por *Noise Equivalent Difference Radiance*), es la cantidad de radiancia que hace un nivel de Relación Señal Ruido de 1. EL NEDL determina el valor de incremento radiométrico que se puede discernir.

Para el INTA-AHS, se calcula el ruido utilizando la desviación típica la señal de los cuerpos negros que el sensor observa con el espejo giratorio antes y después de cada línea de imagen. El espejo giratorio es una parte mecánica que hace tener mayor ruido a sensores tipo barredores frente a los de empuje. En la Figura 5.8A se muestran los valores de NEDL para las imágenes las imágenes de septiembre 2005. En la parte del VNIR el INTA-AHS tiene valores de NEDL entre 5 y 10 nW / cm sr nm. En la parte SWIR2 sube este NEDL hasta casi os 20 nW / cm sr nm. Por debajo de estos valores la imagen no podrá diferenciar valores.

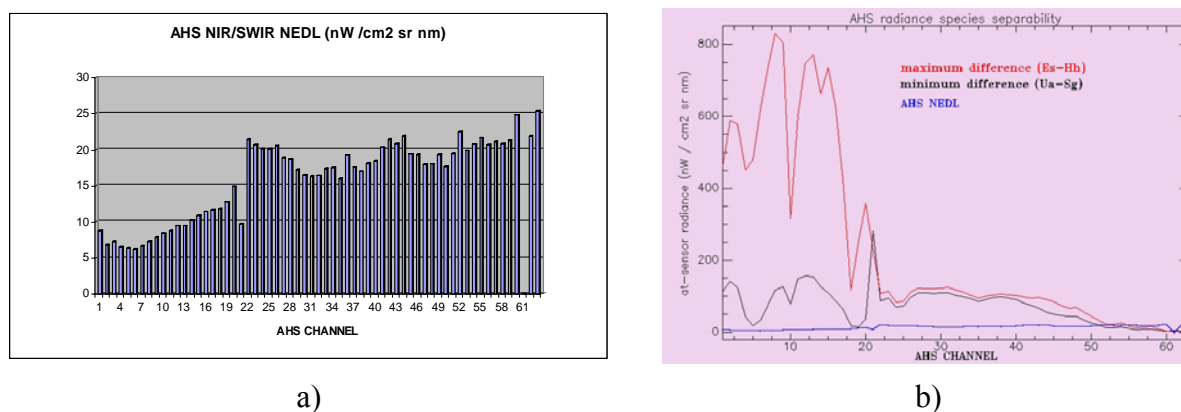


Figura 5.7.- a) Valores de NEDL para los canales reflectivos del sensor INTA-AHS: b) Comparación entre los valores de NEDL del sensor INTA-AHS frente a las diferencias mínima y máxima entre la radiancia espectral de especies del matorral de Doñana.

La capacidad resolutive del INTA-AHS frente a las especies de matorral de Doñana, se ha determinado comparando las diferencias radiométricas entre plantas con los valores de NEDL del sensor INTA-AHS. La Figura 5.8B muestra la máxima y mínima diferencia radiométrica entre las especies del matorral frente al NEDL del AHS. La máxima diferencia entre la radiancia espectral se ha calculado entre *E. scoparia* y *H. halimifolium*, y la mínima diferencia entre *U. australis* y *S. genistoides*. Se ha calculado el RMSE entre la mínima diferencia entre especies y el NEDL. El RMSE representa el porcentaje de error radiométrico del sistema INTA-AHS.

5.3. Resultados y Conclusiones

En este apartado se presentan los resultados obtenidos en este capítulo, tanto los referentes al proceso y calidad de las imágenes AHS, como de su valoración y su capacidad en la cartografía de las especies de matorral de Doñana.

5.3.1. Imágenes INTA-AHS

Las Figuras 5.9 y 5.10 muestran los dos mosaicos resultantes del proceso de las imágenes AHS de septiembre de 2005 y abril de 2008 respectivamente. El mosaico se centra en el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD como zona de estudio, se superpone un vector en azul delimitando la zona. La composición de color representada en las imágenes es una combinación de bandas espectrales de los canales AHS-21, AHS-12 y AHS-1, se corresponden los colores verdes a verdes-intensos con el recubrimiento y vigorosidad de la

vegetación. Observando las láminas de agua de la laguna de Santa Olalla y la marisma, se puede ver la diferente época, seca o húmeda, de cada imagen. El agua absorbe la energía en todo el espectro electromagnético, en esta combinación de canales con un canal como el AHS21 centrado en 1500 nm, las láminas de agua dan tonos muy oscuros en la imagen. En cambio, la presencia de las masas de pinares y de matorral siempre verde, hace que ambas imágenes parezcan parecidas aunque opuestas en el estado hídrico. La diferencia estacional si que se observa en las zonas de verde intenso que se dan en la imagen de abril de 2008 (Figuras 5.10), asociadas a las zonas más húmedas, debido al afloramiento de formaciones de vegetación anual de juncas y pastizales.

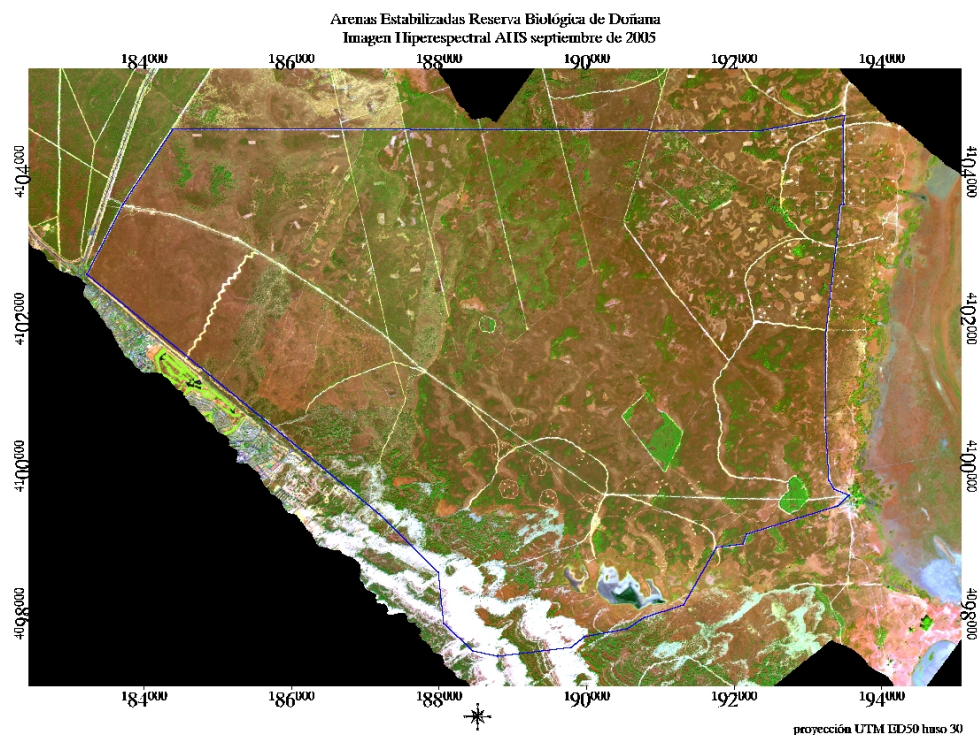


Figura 5.8.- Mosaico de las imágenes INTA-AHS de septiembre de 2005. Zona de Arenas Estabilizadas de la Reserva Biológica de Doñana. Pasadas con una resolución espacial de 6.5 m de píxel.

Ambos mosaicos han sido procesados radiométrica y geométricamente para que cada píxel de la imagen contenga el valor de la reflectancia espectral en el terreno georreferenciada. Los mosaicos AHS de salida son las imágenes que se van a utilizar para generar la cartografía de la distribución espacial de especies de matorral de Doñana.

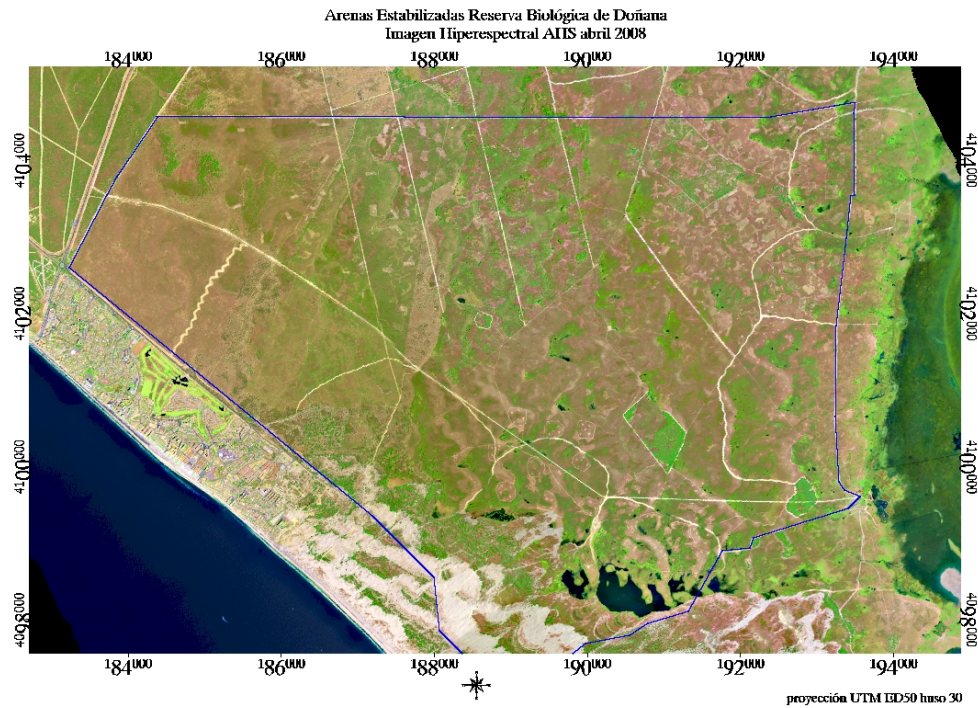


Figura 5.9.- Mosaico de las imágenes INTA-AHS de abril de 2008. Zona de Arenas Estabilizadas de la Reserva Biológica de Doñana. Pasadas con una resolución espacial de 6.5 m de píxel.

Para la aplicación de los mosaicos en la cartografía de matorral es importante estimar la calidad de salida en el proceso radiométrico y geométrico.

Desde el punto de vista radiométrico, el RMSE calculado para ambas fechas mediante la ecuación Eq 5.1 es inferior al 5%. La Figura 5.11 muestra los residuos obtenidos para la firma espectral de arena de duna, comparando la reflectancia INTA-AHS frente a la del espectro-radiómetro de campo. Este error se sitúa por debajo del 5% como especificación aconsejadas para las aplicaciones de vegetación. Este requisito se cumple en las dos fechas y en todos los canales salvo para algunos canales entorno a 1 micra de la imagen de septiembre de 2005, que tienen un error por encima del 10%.

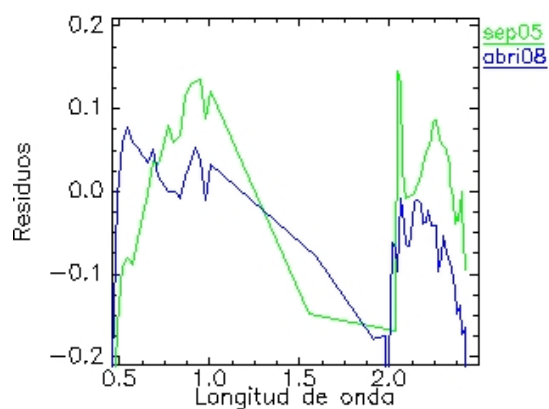


Figura 5.10- Residuos obtenidos entre la reflectancia de sistema INTA-AHS y firma de reflectancia espectral de campo . La firma espectral es de arena de duna.

Desde el punto de vista geométrico, el RMSE se ha calculado con la ecuación Eq 5.2 utilizando puntos de control de ortofoto y de las reseñas de campo de la Junta de Andalucía. El error en ambos mosaicos INTA-AHS no supera los 2 píxeles de error e incluso está más próximo a 1 píxel. La Figura 5.12 muestra un ejemplo de la georreferenciación de salida, se compara un detalle de la playa de Matalascañas, y en concreto la posición de la esquina de un edificio en la imagen y en la reseña. Las coordenadas están en el sistema de proyección UTM ED50 y el error es de 6 m en Y y 4 m en X.

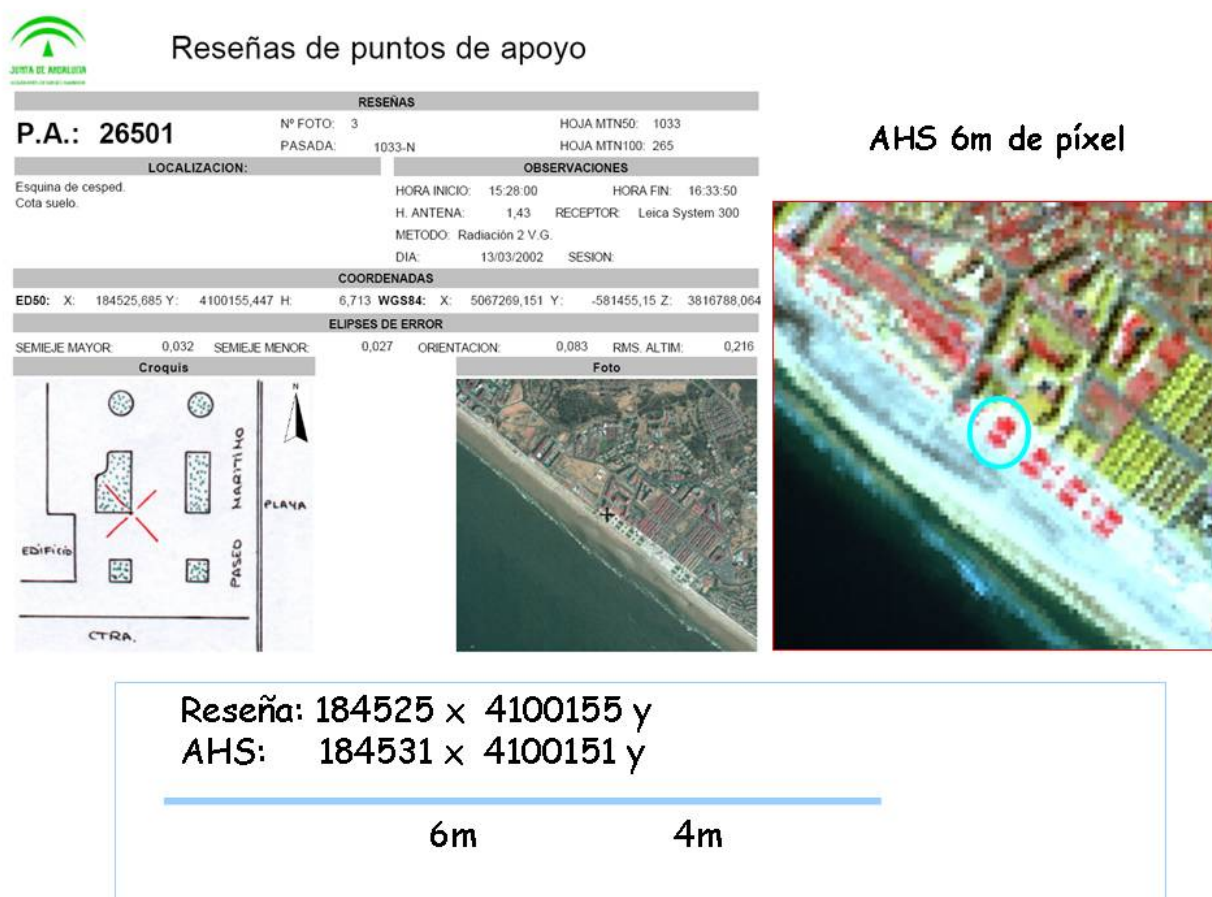


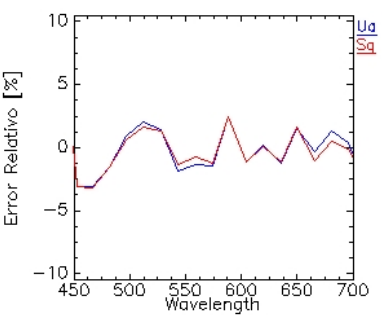
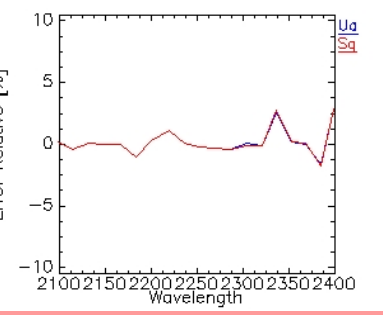
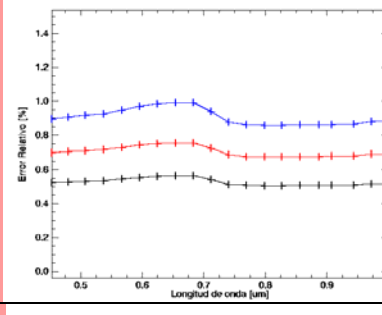
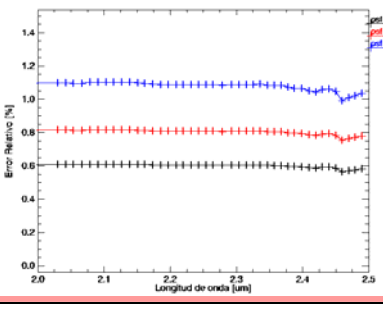
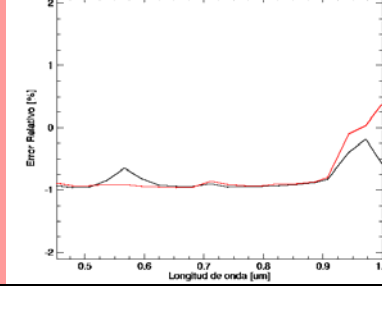
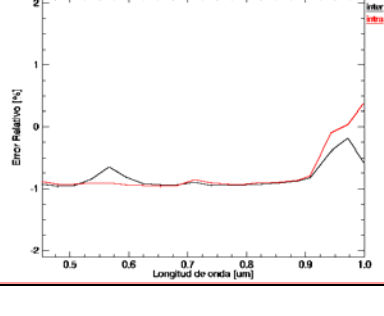
Figura 5.11.- Estimación del error geométrico de la imagen INTA-AHS. Comparación frente a reseñas de la Junta de Andalucía.

5.3.2. Capacidad del sistema INTA-AHS

En el capítulo 4 se han estudiado las diferencias espectrales entre las especies de matorral. Se concluyó que las diferencias son pequeñas pero suficientes. Un sensor hiperespectral tiene que disponer de grandes capacidades espectrales, espaciales y radiométricas para detectar la presencia y abundancia de cada especie y poder generar una cartografía. Estas capacidades se

han evaluado para el sistema INTA-AHS con el objetivo de ver su aplicabilidad en una cartografía de especies de matorral.

Se ha estimado un error relativo en el dominio espectral, espacial, y radiométrico del sensor INTA-AHS en la detección de las especies dominantes de matorral de Doñana. La Tabla 5.3 resume los errores relativos obtenidos frente a las firmas de doseles de plantas adquiridas en campo y propagadas a radiancia en el sensor. Se muestran los errores obtenidos en las regiones del VNIR y SWIR2 por separado.

Tabla 5.3.- Gráficas de errores de la capacidad espectral, espacial y radiométrica del sensor INTA-AHS			
Dominio	Región espectral VNIR	Región espectral SWIR II	Error relativo RMSE
Espectral			VNIR: 2%
			SWIR: 1%
Espacial			VNIR: 0.8%
			SWIR: 0.9%
Radiométrico			VNIR: 1.1%
			SWIR: 1.1%

El RMSE espectral está calculado entre las firmas de vegetación remuestreadas para la configuración del sensor INTA-AHS y remuestreadas para la configuración HYMAP. Este RMSE cuantifica la pérdida de información espectral que puede ocasionar dicha capacidad espectral del INTA-AHS. El INTA-AHS cubre todo el “espectro óptico”, esta capacidad le permite trabajar con la parte fotosintética y no-fotosintética de las plantas y ver sus diferencias. En la parte del VNIR con un error obtenido del 2%, muestra que los 30 nm de ancho de banda que tiene en esta región no son un gran impedimento, esta parte de la firma

espectral de las plantas no tienen bandas de absorción estrechas [Thenkebaly, 2004]. En el SWIR-2 ambos sensores son de iguales características y sólo hay entre ambos sensores un 1% de error.

El RMSE espacial se ha estimado entre la señal integrada por el sensor INTA-AHS mediante diferentes PSF simuladas de 1, 1.2 y 14, frente a la “PSF teórica”. El error supondrá la fiabilidad con la que el sensor estima las coberturas de especies de matorral a nivel sub-píxel. Todos los sensores en la actualidad tienden a disponer de PSF mejores y una alta resolución espacial. Los sensores de sistemas *pushbroom* disponen de manera sencilla de PSF de 1.2 y tamaños de píxel por debajo de 1 m. En los sistemas *wiskbroom*, como el INTA-AHS, la PSF tiende a ser de 1.4 y tamaños de píxel mínimos de 2 a 3 m. El error siempre por debajo de 1% frente a una PSF teórica hace que la capacidad espacial sea suficiente para la realización de la cartografía, no pudiendo en este caso determinar el error concreto del sensor INTA-AHS al no tener su PSF y únicamente un margen.

El RMSE radiométrico está calculado enfrentando las diferencias radiométricas existentes entre la respuesta espectral de las diferentes especies frente al nivel del ruido del sensor INTA-AHS. Aunque el INTA-AHS tiene la posibilidad de seleccionar las ganancias, lo que permitiría que al utilizar mayores ganancias se pueden discriminar superficies radiométricamente más similares, el ecosistema de *Arenas Estabilizadas* contiene tipos de superficies de baja y alta energía que quedarían saturadas. En la imagen que ha servido para la simulación la ganancia utilizada es 1, es una ganancia neutra. El ruido de la imagen en un sistema *whiskbroom* es directamente dependiente de la velocidad de giro del espejo, a mayor velocidad de giro mayores niveles de ruido. Como se puede ver en la Figura 5.8 el NEDL presente en la imagen es de 10 nW / cm sr nm, en el VIS, y de 20 nW / cm sr nm en el SWIR-2. El error presente obtenido impide diferenciar bien entre las especies más cercanas como *Ulex australis* y *Stauracanthus genistoides*. Para las otras tres especies dominantes el AHS sí puede diferenciar su presencia al tener un grado mayor de separación.

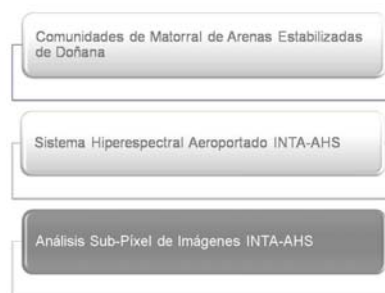
5.3.3. Conclusiones

Los mosaicos de imágenes sobre el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD generados a partir de las líneas de vuelo del sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS, ofrecen la calidad radiométrica y geometría adecuada para abordar la cartografía de especies de matorral. La cadena de proceso de imágenes y los datos auxiliares requeridos han conseguido una exactitud radiométrica cercana al 5% en reflectancia, y una exactitud geométrica cercana al píxel.

Las características espectrales, espaciales y radiométricas del sensor hiperspectral aerportado INTA-AHS, han mostrado capacidad suficiente para detectar las diferencias espectrales inter-específicas e intra-específica de las especies de matorral de Doñana. Por ello es un sensor capacitado para llevar a cabo una cartografía de la distribución de especies de matorral. Los niveles de incertidumbre son generalmente bajos, salvo para el caso de la diferenciación entre las especies leguminosas, quizá aquí se requiera un sensor con mayor resolución espectral en el visible y con mayor resolución espacial.

CAPÍTULO 6.

Cartografía de Especies Dominantes del Matorral de Doñana



El matorral de la Reserva Biológica Doñana es, “a vista de pájaro”, un tapiz vegetal arbustivo con variaciones graduales en la densidad de cobertura y en tonos claros y oscuros de verde. Este tapiz es un complejo conjunto de manchas de distintas comunidades de matorral heterogéneo en composición de especies, estructura y diferentes estados de crecimiento. El planteamiento para poder determinar la presencia y proporción de las especies dominantes de matorral a lo largo de la imagen hiperspectral, consiste en descomponer la señal integrada en cada píxel aplicando los métodos de análisis sub-píxel.

En este capítulo se han aplicado los métodos de desmezcla espectral, explicados en el capítulo 3 sobre las imágenes hiperspectrales aeroportadas procesadas en el capítulo 5, apoyadas con la librería espectral y datos auxiliares recopilados en el capítulo 4.

6.1. Generación de la Cartografía de Especies Dominantes del Matorral de Doñana

6.1.1. Preparación del Análisis Lineal de Mezclas Espectrales

El matorral pirófito de Doñana posee diámetros de doseles que van desde los 0.5 m, que pueden tener algunos caméfitos como el tomillo (*Thymus mastichina*) o la lavanda (*Lavandula stoechas*), hasta los 2.5 m que pueden mostrar algunos individuos de nanofanerófitos como el brezo de escobas (*Erica scoparia*). El tamaño medio de los doseles de las especies dominantes se encuentra en 1 y 1,5 m, por tanto su escala espacial tiene mayor detalle que el tamaño de píxel de la mayoría de las imágenes de teledetección hiperspectral aeroportada. Este aspecto se corrobora en el caso del sensor INTA-AHS, donde sus 6.8 m o 4.5 m de tamaño de píxel son siempre mayores que dichos doseles de plantas.

La estimación de la presencia y proporción de cada especie dentro del píxel de la imagen, se ha obtenido mediante la aplicación de métodos de análisis sub-píxel. Estos

métodos, repasados en el capítulo 3, se sirven del cuantioso muestreo espectral de las imágenes hiperespectrales, para invertir el proceso de mezcla de los materiales y superficies integrados en el píxel.

El Análisis de Lineal de Mezclas Espectral (ALME, apartado 3.3.1), así como los demás modelos lineales de desmezcla espectral, es más sencillo de aplicar e interpretar que los modelos no lineales, al tener una explicación directamente física de las abundancias [Keshava, 2003]. Su aplicación en cartografía de formaciones vegetales ha conseguido óptimos resultados y está suficientemente experimentada [Roberts et al, 1998]. El matorral, como cualquier formación vegetal, mantiene procesos no lineales de mezcla en la señal que integra el píxel, pero aún así, los modelos lineales siguen siendo perfectamente aplicables [McGwire et al, 2000,].

Los componentes del tapiz de matorral del ecosistema de las *Arenas Estabilizadas*, son básicamente: las distintas especies de matorral, la hojarasca y plantas del sub-suelo, y las arenas. Siguiendo la notación matemática del ALME descrita en la ecuación 3.2, el modelo lineal de la reflectancia de cada píxel del sensor INTA-AHS, se muestra en la ecuación 6.1:

$$R(\lambda) = \sum [F_{matorral_n} \bullet \rho_{matorral_n}(\lambda) + F_{arena} \bullet \rho_{arena}(\lambda) + F_{hojarasca} \bullet \rho_{hojarasca}(\lambda) + e(\lambda)] \quad (\text{Eq 6.1})$$

Siendo:

$R(\lambda)$ la reflectancia del píxel a la longitud de onda λ , F es la fracción de cada componente a la longitud de onda λ , ρ es la reflectancia de los distintos componentes puros no mezclados a la longitud de onda λ , ($matorral_n$ supone la variedad de las distintas especies dominantes, arena de duna y hojarasca), y e es el error a la longitud de onda λ .

El algoritmo ALME estima las fracciones de cada componente puro asumiendo dos restricciones básicas: 1) la abundancia total de todos los componentes C dentro de un píxel tiene que sumar la unidad, representada en la ecuación 6.2; 2) las abundancias de los componentes no puede ser negativa, representada en la ecuación 6.3.

$$\sum_{i=1}^C F_i = 1 \quad (\text{Eq 6.2})$$

$$F_i \geq 0 \quad \text{para } i = 1, \dots, c \quad (\text{Eq 6.3})$$

La Figura 6.1 esquematiza los distintos elementos del proceso de desmezcla espectral sobre las imágenes INTA-AHS. Estos elementos son:

- Mosaico de la imagen hiperespectral sobre la RBD.
- Librería espectral con las firmas espectrales de las especies de matorral y otros componentes puros del paisaje (arena de duna y hojarasca).
- Configuración del algoritmo y selección de sus restricciones.
- Imágenes de salida con la presencia, abundancia y error de cada componente puro.

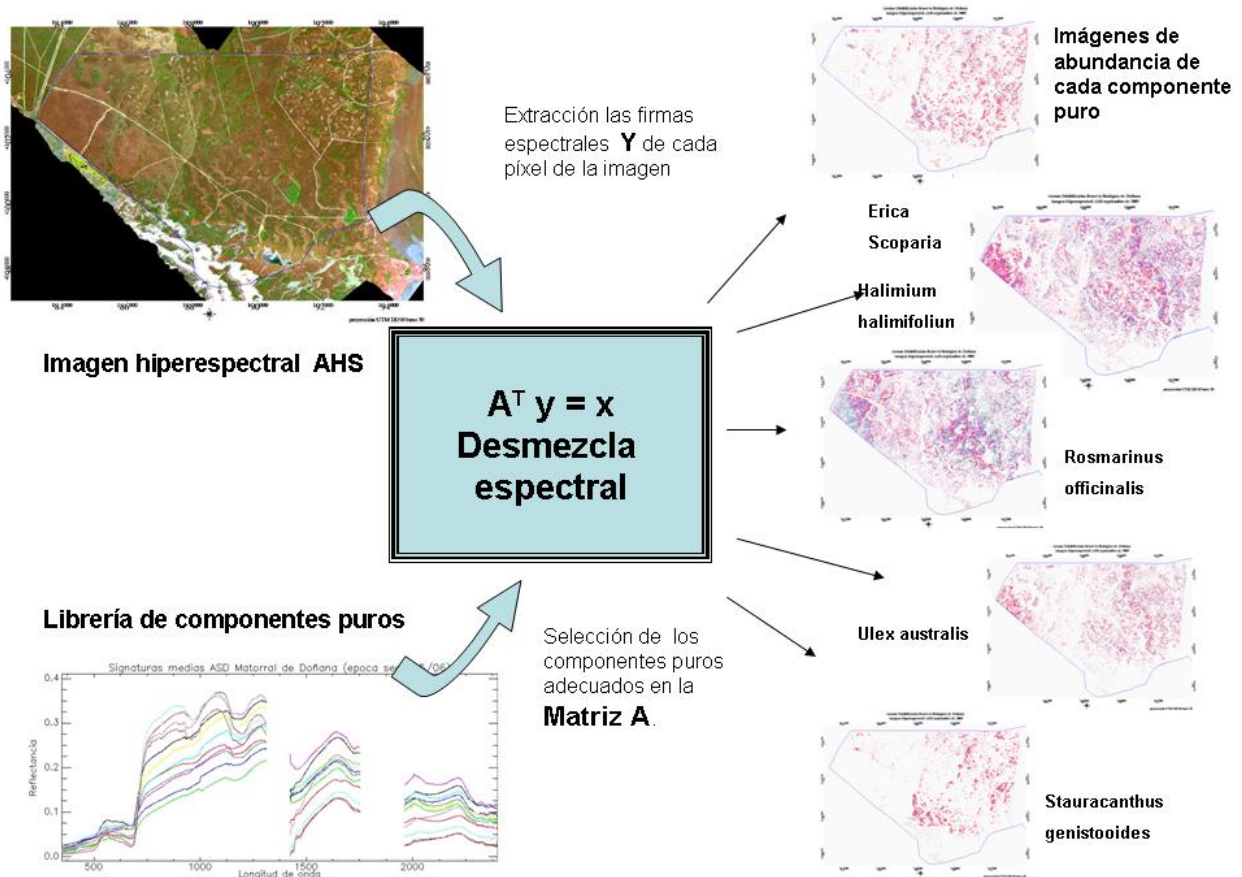


Figura 6.1.- Procedimiento de desmezcla espectral aplicado a las imágenes hiperespectrales INTA-AHS para la cartografía de especies de matorral de Doñana.

Dependiendo de las características de los elementos de entrada y de su configuración, los resultados del ALME pueden variar, por lo que es importante tener un control sobre dichos elementos que asegure el mejor resultado. Aunque la cartografía final se aplicó sobre los mosaicos INTA-AHS de septiembre de 2005 y abril de 2008 a 6.8 m de tamaño de píxel, se utilizó la pasada baja a 4.5 m de píxel adquirida en septiembre de 2005, para evaluar las distintas variaciones de los elementos y definir una configuración “nominal” optimizada para aplicarla sobre los mosaicos.

6.1.2. Evaluación de Fuentes de Incertidumbre

La Figura 6.2 presenta la imagen hiperespectral INTA-AHS de septiembre de 2005, a 4.5m de píxel, procesada a reflectancias en el terreno georreferenciadas, que ha sido utilizada para la evaluación de las fuentes de incertidumbre del procedimiento de desmezcla. Estas fuentes de incertidumbre son: el origen de las firmas espectrales de los componentes puros, el número de componentes, el número de canales de la imagen, y la configuración y tipo de algoritmo lineal aplicado.

La evaluación ha consistido en aplicar diferentes opciones de dichas fuentes de incertidumbre, sobre el procedimiento de desmezcla espectral de la imagen INTA-AHS a 4.5m de píxel. La opción que se obtiene con el menor componente de error, es la opción seleccionada para el procedimiento nominal. Este error es el componente $e(\lambda)$ del modelo lineal (ecuación 6.1), se estima mediante el error cuadrático medio mostrado en la ecuación 6.4.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{c} \sum_{i=1}^c (\varepsilon_j)^2} \quad (\text{Eq 6.4})$$

Siendo:

C el número de componentes puros

ε los residuos de cada banda

j cada píxel de la imagen

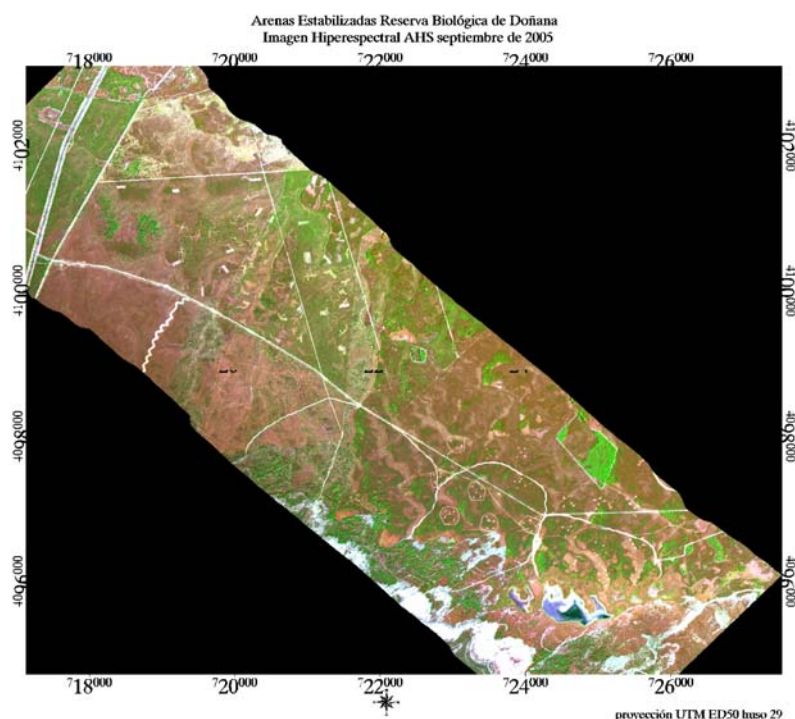


Figura 6.2.- Imagen INTA-AHS de 4.5 metros de píxel procesada a reflectancia en el terreno georreferenciada.

Todas las fuentes de incertidumbre, salvo la del tipo de algoritmo de desmezcla espectral, han sido estimadas aplicando el algoritmo ALME implementado en el *software* ENVI. El tipo de algoritmo ha sido estimado con el resto de algoritmos implementados también en ENVI.

■ **Origen de Componentes Puros:** el mejor resultado de desmezcla espectral, se obtiene cuando las firmas espectrales de los componentes puros seleccionados, representan lo más fielmente posible las especies vegetales buscadas y presentes en la imagen [Hueni y Tuhoy, 2006]. El origen de las firmas espectrales puede ser directamente de la imagen hiperespectral (denominados de imagen), o de espectro-radiometría de campo (denominados de referencia). Se han evaluado qué firmas, de imagen o de referencia, tiene menor error: opción 1) firmas de imagen procedentes directamente de localizaciones imagen INTA-AHS (Figura 6.3 (a)). Son firmas que se han extraído de la imagen mediante los polígonos de presencia de especies y comunidades, explicadas en el apartado 4.4.2; opción 2) firmas de la imagen INTA-AHS obtenidas utilizando el algoritmo *Pixel Purity Index* (PPI implementado en ENVI); opción 3) firmas de espectro-radiometría de campo adquiridas en septiembre de 2005, simultáneamente al vuelo hiperespectral (Figura 6.3 (a)); opción 4) firmas de espectro-radiometría de campo adquiridas en agosto de 2005, forman parte de la librería espectral de la Tabla 4.6.

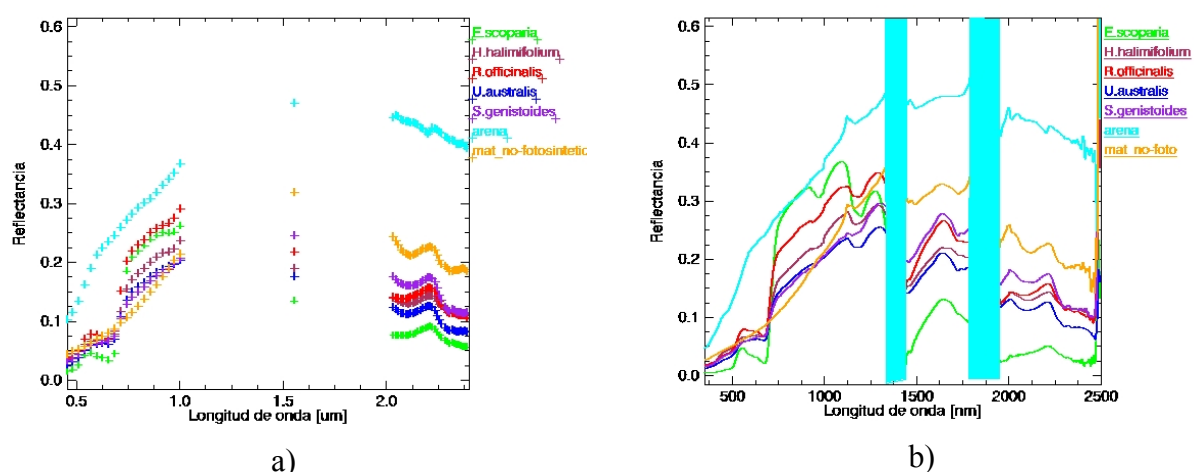


Figura 6.3.- Firmas espectrales de los tipos de componentes puros aplicados para la desmezcla espectral de la imagen hiperespectral aeroportada INTA-AHS: a) de la imagen AHS septiembre de 2005; b) Espectro-radiometría de campo

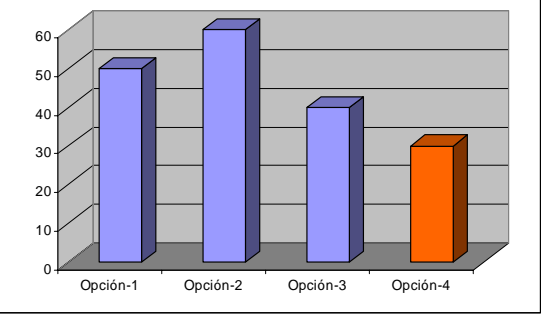
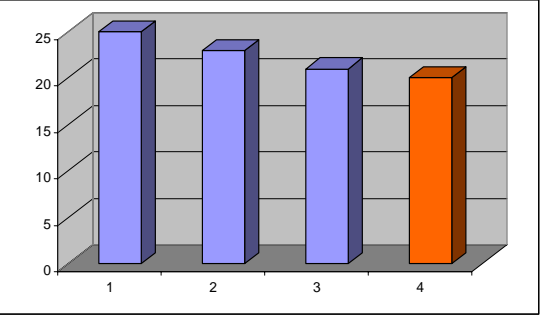
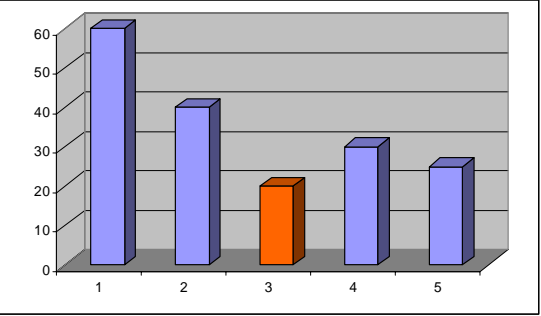
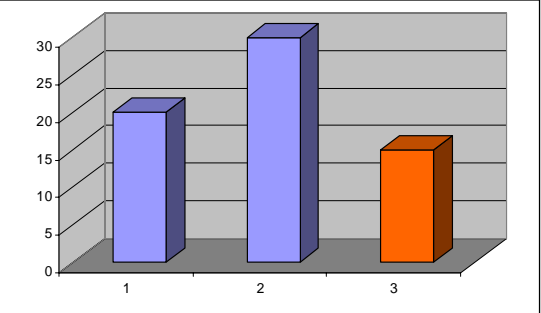
■ **Número de Componentes Puros:** el resultado de la cartografía final varía dependiendo del número de componentes puros [Tompkins et al, 1997]. Es decir, la variabilidad presente queda mejor explicada cuando se introducen los componentes

puros de los materiales más significativos en la señal de la imagen. A partir de la librería espectral seleccionada en el punto anterior, se han evaluado diversas opciones variando el número de componentes puros: opción 1) aplicando únicamente las firmas correspondientes a las cinco especies más abundantes; opción 2) es la opción 1 más la firma espectral del sustrato acompañante arena de duna; opción 3) opción 1 más material no-fotosintético de hojarasca; por último una opción 4) que agrupa todas las anteriores.

- **Bandas espectrales AHS:** la desmezcla espectral se puede realizar utilizando todos los canales de la imagen o sobre una selección de algunos de ellos, basándose en criterios de mejoras de resultado y rapidez en el proceso [Keshva, 2003]. Los mejores resultados se obtienen con los canales que menor ruido tengan y que separen mejor los componentes puros entrantes. Aplicando la librería de firmas espectrales seleccionada en los dos puntos anteriores, se han evaluado distintas opciones variando los canales de la imagen: opción 1) introduciendo en el algoritmo todos los canales, del espectro solar, de la imagen INTA-AHS (canales 1 a 63); opción 2) canales 1 a 51, quitando los canales correspondientes a la parte del SWIR2 superior a 2400 nm; opción 3) canales 1 a 41, quitando los canales correspondientes a las parte del SWIR2 superior a 2300 nm; opción 4) canales 1 a 31 quitando las bandas correspondientes a las partes del SWIR2 superiores a 2100nm; la opción 5) de la banda 1 a la 21 quitando toda la región espectral del SWIR2.
- **Tipo de Algoritmo:** como se ha visto en el capítulo 3, son varios los tipos de algoritmos que siguen el modelo lineal, y que tiene en cuenta diferentes aspectos del análisis. Aplicando la librería de firmas espectrales seleccionada en los dos primeros puntos, y la imagen con las configuración de canales de menor RMSE en el puntos anterior, se han evaluado distintas opciones variando el tipo de algoritmo: opción 1) Análisis lineal de Mezclas Espectrales (ALME) con la restricción a suma = 1; opción 2) *Mixture Tunned Matched Filtering* (MTMF); opción 3) *Multiple Endmember Spectral Mixture Análisis* MESMA. Como se ha visto en el apartado 3.3, este algoritmo permite introducir variaciones de los componentes puros. Los que se han aplicado se muestran en la Figura 6.4.

En la Tabla 6.1 se muestra el error cuadrático medio obtenido para cada opción evaluada en las diferentes fuentes de incertidumbre. Las opciones con el menor RMSE serán las seleccionadas para ejecutarse con el procedimiento nominal, éstas tienen el texto destacado en rojo.

Tabla 6.1.- RMSE de las opciones evaluadas en diferentes fuentes de incertidumbre de desmezcla espectral

Factor	Opciones	Elemento	RMSE
Origen Componentes puros	Opción 1	Imagen_AHS_050908	
	Opción 2	Imagen_AHS_PPi	
	Opción 3	Campo_ASD_050928	
	Opción 4	Campo_ASD_060820	
Numero de Componentes puros	Opción 1	5especies	
	Opción 2	5especies + arena	
	Opción 3	5especies + hojarasca	
	Opción 4	5especies + arena + hojarasca	
Bandas de Imagen	Opción 1	AHS 1 a AHS 61	
	Opción 2	AHS 1 a AHS 51	
	Opción 3	AHS 1 a AHS 41	
	Opción 4	AHS 1 a AHS 31	
	Opción 5	AHS 1 a AHS 21	
Tipo de algoritmo	Opción 1	ALME	
	Opción 2	MTFM	
	Opción 3	MESMA	

6.1.3. Aplicación del Procedimiento Nominal en las Pasadas Altas

Siguiendo el esquema de Figura 6.1 y la selección de la mejor configuración de los elementos estimados en la Tabla 6.1, se ha determinado el procedimiento nominal de desmezcla espectral para la generación de las cartografías de especies de matorral:

- Los componentes puros del procedimiento nominal son los correspondientes a la librería espectral de las firmas de espectro-radiometría de campo, adquiridas en agosto de 2005.
- La librería incluye todos los componentes puros de las cinco especies vegetales, la arena y la hojarasca. También se han incluido firmas espectrales especies formaciones vegetales que no son el matorral pirófito. La Figura 6.4 muestra las firmas espectrales pertenecientes al pasto, *Pinus pinea*, y *Juniperus phoenicia ssp turbinata*. Estas formaciones tienen una representación sustancial, mediante su detección se evita también posibles errores en la asignación de zonas de matorral es estas otras zonas. Estas firmas fueron extraídas directamente de la imagen, mediante localizaciones de estas especies y formaciones en las campañas de campo (ver apartado 4.2.2).

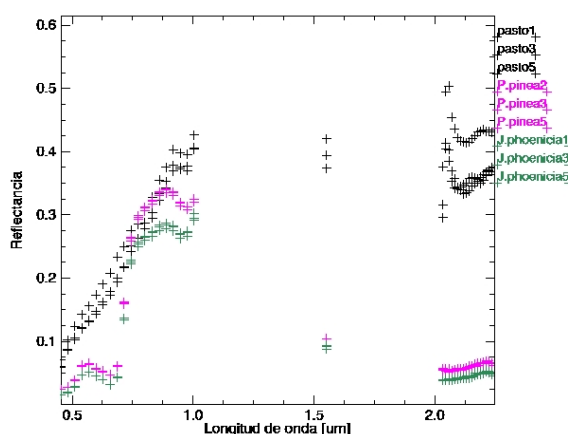


Figura 6.4.- Firmas espectrales de componentes puros de pasto *Pinus pinea*, y *Juniperus phoenicia ssp turbinata*, extraídas directamente de la imagen INTA-AHS de septiembre de 2005.

- La imagen de entrada es el mosaico procesado a reflectancia en el terreno con los canales 1 a 41 (VNIR y parte de SWIR2). Entran los canales originales sin componentes principales aplicados.
- El algoritmo utilizado es el MESMA.

El algoritmo MESMA, ver apartado 3.3.3, está implementado en una aplicación libre desarrollada por ViperTools. MESMA es una ampliación de ALME que aplica conjuntos de variaciones sobre cada componente puros buscados en la escena.

Para la cartografía de vegetación el algoritmo MESMA identifica hasta cuatro posibles conjuntos de componentes puros: material fotosintético, material no-fotosintético, tipos de suelo y sombra. Sobre cada uno se introducen firmas espectrales que representen los componentes puros buscados, tipos de especies o comunidades en el conjunto vegetativo, tipos de hojarasca o maderas en parte no-vegetativa, tipos de suelos en suelo, y de manera

menos prioritaria grados de sombras. Se puede aplicar el algoritmo con un mínimo de dos conjuntos, por ejemplo vegetación y sombra, y un máximo de cuatro.

La configuración del algoritmo MESMA utilizada para el procedimiento nominal es el modelo de cuatro conjuntos de componentes puros, suponiendo que en cada píxel de la imagen se incluye las especies de matorral, variaciones de hojarasca, de suelo y de sombra. Para la selección de las firmas espectrales óptimas que representen a cada especie y cobertura, se ha utilizado el cálculo de *Endmember Average RMSE EAR* [Dennison and Roberts, 2003], se seleccionan los componentes puros de cada clase que obtienen menor RMSE, como se muestra en la ecuación 6.5.

$$EAR = \sqrt{\frac{\sum RMSE_s}{n-1}} \quad (\text{Eq 6.5})$$

Siendo:

RMSE_s: error cuadrático medio entre firmas espectral intra-clase

Los dos mosaicos de imágenes INTA-AHS de las dos distintas fechas, se han analizado con conjuntos de componentes puros correspondientes a sus respectivas fechas. Un total de 170 firmas espectrales se han incluido en sendas librerías espectrales para los fechas de los mosaicos de septiembre de 2005 (época seca) y abril de 2008 (época húmeda). Estas librerías espectrales se han formado con las firmas espectrales que aglutinan la variabilidad a lo largo del ecosistema de las especies de vegetales (matorral + otras cubiertas), hojarasca y suelo de arena. La Figura 6.4 muestra las firmas espectrales de las especies de matorral que han entrado en el análisis, optimizadas con el menor EAR, la Figura 6.4(a) los aplicados en el mosaico de abril 2005 y Figura 6.4(b) los aplicados en el mosaico de septiembre de 2008.

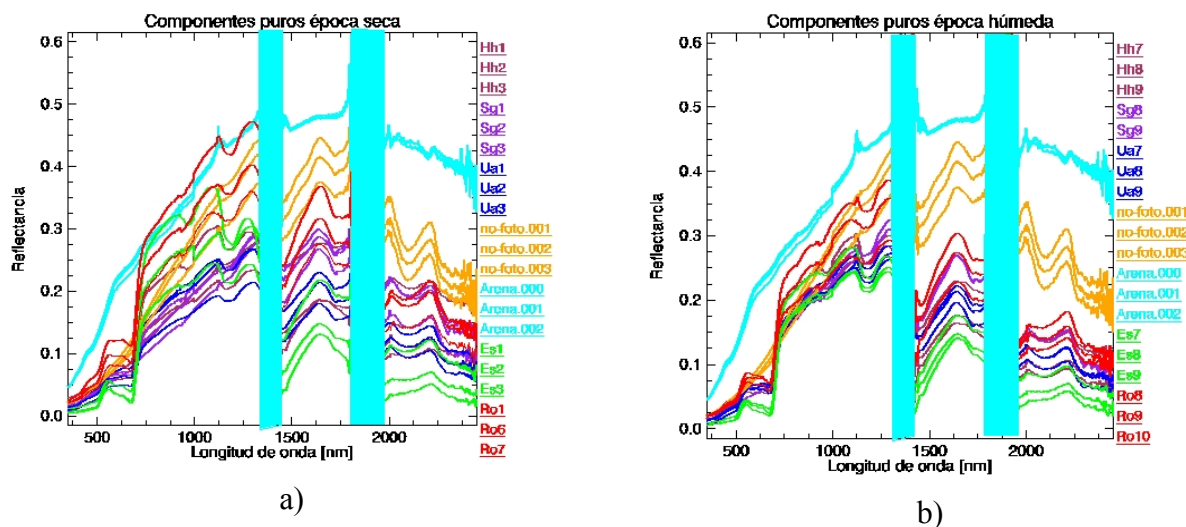


Figura 6.4.- Firmas espectrales de componentes aplicados en el algoritmo MESMA: especies dominantes de matorral, no-fotosintético, arena de duna, a) época seca y b) época húmeda.

La Figura 6.5 muestra la ventana principal del software ViperTools con la configuración elegida para la cartografía de especies de Doñana. Se seleccionan el mosaico y las librerías espectrales de entrada. Se configuran las restricciones del modelo: se indicó 1 y 0 como máximo y mínimo de recubrimientos que se podían encontrar en la imagen; el recubrimiento máximo de sombra fue un 80 %; el umbral de RMSE para la determinación de componentes puros, en este caso de 2.5%.

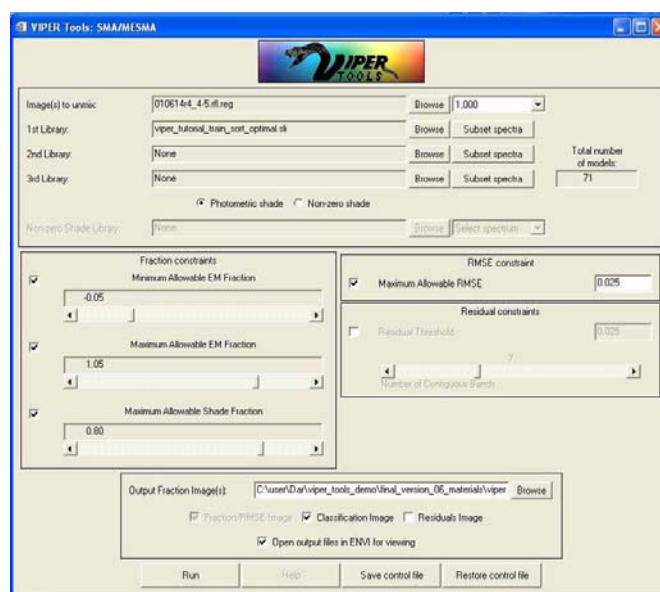


Figura 6.5.- Ventana principal de la aplicación de software libre MESMA para ENVI desarrollada por ViperTools [Roberts y Gardner].

Como resultado de aplicar MESMA se obtuvieron nuevas imágenes con la presencia y cobertura de los componentes puros, es una imagen con el mismo tamaño y número de píxeles de las imágenes de entrada. El número de bandas de esta nueva imagen es acorde al número de componentes buscados, una por cada componente puro, más una banda con el RMSE de cada píxel.

6.2. Validación de la Cartografía del Matorral de Doñana

La aplicabilidad de la cartografía obtenida a partir de la imagen hiperespectral INTA-AHS, depende del grado de exactitud alcanzado en todo el procedimiento. Por lo tanto, es necesario validar el mapa de distribución de especies resultante.

La verificación se ha efectuado mediante regresión logística frente a los datos de recubrimiento tomados en campo, y por la matriz de confusión utilizando cartografías

temáticas existentes. Estos métodos están incluidos en la normativa ISO 19138 y descritos en el apartado 3.4.

6.2.1. Exactitud frente a Parcelas de Campo

La validación mediante métodos cuantitativos está basada en la regresión logística frente a los datos adquiridos en los muestreos de campo. Esta regresión compara, para cada especie, los recubrimientos obtenidos en el campo y la imagen [Aspinal et al, 2005].

Para esta comparación se tienen que extraer los valores de recubrimiento de las especies de los píxeles, correspondientes con la localización de cada parcela. Las coordenadas geográficas o directamente el vector perimetral de cada parcela se introduce en la imagen, en el caso de no compartir el mismo sistema de proyección uno u otro, cartografía o coordenadas de campo, tienen que ser transformados. Las coordenadas localizan un determinado píxel o el vector rodea una zona cuadrada de varios píxeles. En el caso de coordenadas, se corresponde al píxel central y se delimita un área de tres por tres píxeles entorno suyo. Se extraen los recubrimientos de las especies procedentes del grupo de píxeles.

La regresión logística considera la recta que “mejor se ajuste” a la nube de puntos. Para cuantificar la relación entre ambas variables se ha estimado el error cuadrático medio (RMSE), mediante la ecuación Eq 3.6, donde se minimizan la suma de los cuadrados de los residuos entre las coberturas de las imágenes y las de campo.

La medida de la “bondad del ajuste” viene determinado por el coeficiente de determinación R^2 , indica el porcentaje varianza explicada por la recta de regresión y su valor es igual al cuadrado del coeficiente de correlación (r). A mayor porcentaje mejor es nuestro modelo.

6.2.2. Exactitud frente a otras Cartografías

Otra forma de verificar la cartografía generada es comparando con cartografías publicadas que se toman como referencia de la realidad existente. El método de comparación entre ambos geo-datos es mediante la matriz de confusión [Congaltón y Green, 1999]. Este método es el estándar en este tipo de verificaciones y está descrito en el apartado 3.4.

En la actualidad no existe una cartografía a nivel de especies para las *Arenas Estabilizadas* de la RBD con la que comparar. La verificación se ha realizado con cartografías existentes sobre la distribución espacial de las comunidades vegetales. Cada píxel de la

imagen INTA-AHS contiene la información de recubrimiento de las especies analizadas, se ha transformado a un mapa temático sobre las comunidades.

La transformación a nivel de comunidades se ha realizado mediante métodos de clasificación de imágenes apuntados en el apartado 3.2. La mayoría de métodos de clasificación están basados en la información espectral que contiene la imagen, en este caso, al ser un mapa temático con la cobertura de las especies, lo que se quiere clasificar, se ha utilizado el método de asignación de árbol. Este método asigna cada píxel de la imagen a las posibles clases definidas con anterioridad, en este caso las distintas comunidades de matorral. Para la asignación de clases se utilizan criterios binarios basados en expresiones cualitativas y cuantitativas.

Las clases determinadas para realizar la verificación han sido las tres comunidades de matorral descritas en el apartado 4.1.3. Partiendo de los recubrimientos de las cinco especies dominantes, se han generado unas comunidades vegetales figuradas mediante los siguientes criterios:

- Píxel de *Monte Blanco*: $R. officinalis > 50\%$ o $R. officinalis + S. genistodes > 50\%$
- Píxel de *Monte Negro*: $E. scoparia > 70\%$
- Píxel de *Monte intermedio*: $H. halimifolium > 50\%$ o $H. halimifolium + U. australis$

La cartografía utilizada para el cálculo de la matriz de confusión es la cartografía de comunidades de matorral de la RBD [Antón et al, 2007], que se puede ver en la Figura 6.6. Esta cartografía esta generada también a partir de imágenes INTA-AHS, pero con distintos datos auxiliares y metodologías. Otras cartografías existentes como: la cartografía de la vegetación de Doñana del año 2004 de la Dirección General de Biodiversidad; la cartografía del Mapa Ecológico del Parque Nacional de Doñana publicado, a escala 1:40.000, por la Junta de Andalucía; el Mapa de hábitats, tienen una escala espacial de detalle que no es equivalente a la escala de la salida de la imagen. En la Figura 6.7 se puede observar la diferente escala de detalle entre imagen y el Mapa ecológico de Doñana. Las “manchas” de comunidades vegetales tienen un aspecto más homogéneo en el mapa que en la imagen. Esta diferente escala no permite una comparación ya que los resultados de verificación serían muy altos.

La matriz de confusión se ha calculado comparando, píxel a píxel, la comunidad presente en las dos imágenes y estimado las coincidencias. Sobre la matriz resultante se ha evaluado su exactitud, mediante el coeficiente Kappa [Cohen, 1960]. Este coeficiente, descrito en el apartado 3.4.1, evalúa los acuerdos y desacuerdos entre las clases del análisis y de los datos reales, determina la fiabilidad de la cartografía de salida.

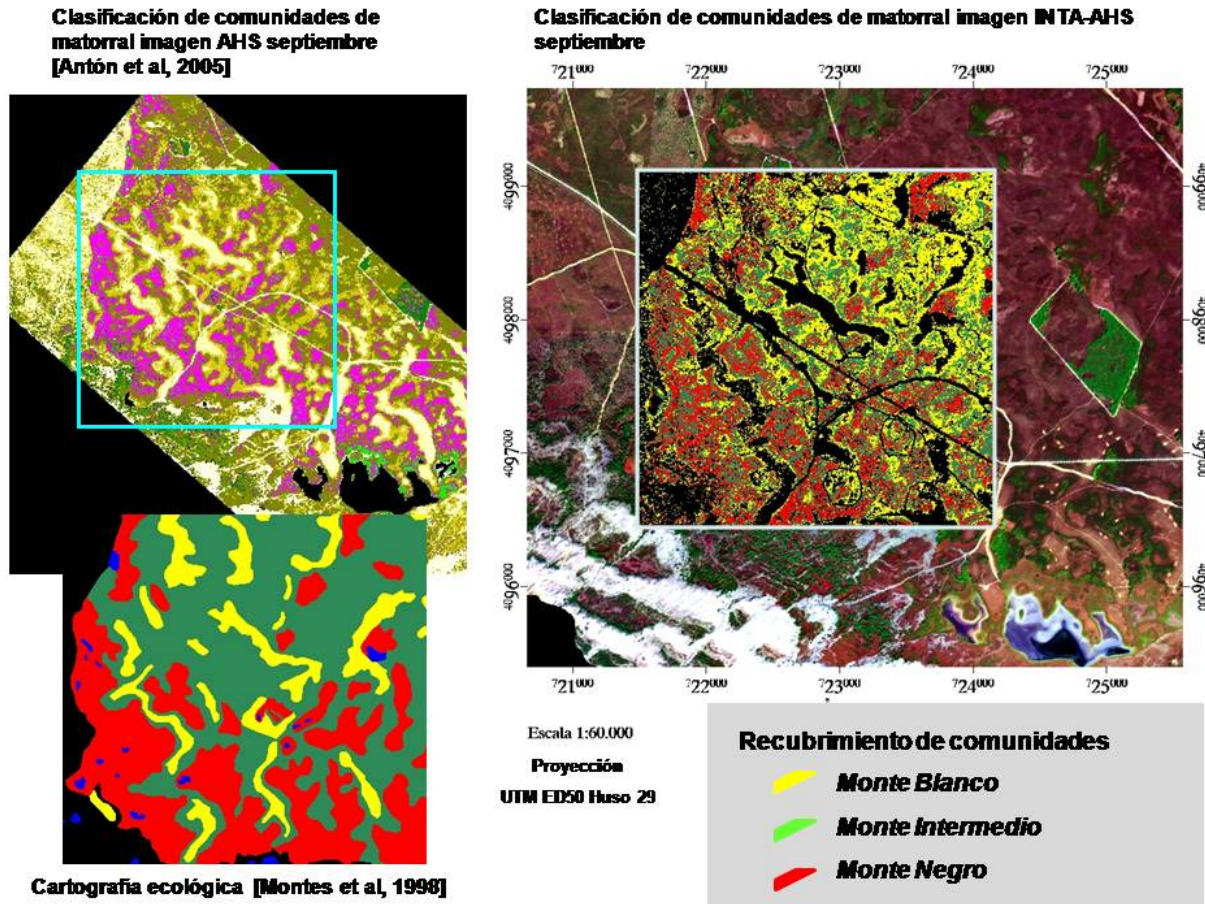


Figura 6.7.- Verificación de la cartografía de comunidades de matorral INTA-AHS frente a cartografías existentes. Detalle de Carto septiembre 2005; B) Detalle de Carto abril 2008 (Imagen)

6.3. Resultados y Conclusiones

En este apartado se presentan las cartográficas de la distribución espacial de las cinco especies dominantes del matorral a lo largo del ecosistema de la *Arenas Estabilizadas* del la RBD. La exactitud de estas cartografías se ha determinado mediante la comparación con datos independientes de recubrimiento en parcelas de campo y también con otras cartografías de comunidades vegetales existentes.

6.3.1. Imágenes de Cobertura de Especies

Las Figuras 6.8 a 6.12 muestran las cartografías del recubrimiento de las especies dominantes del matorral de la RBD, obtenidas a partir de la aplicación del algoritmo de desmezcla espectral a las imágenes INTA-AHS. Cada figura contiene las cartografías obtenidas a partir de la imagen de septiembre 2005 (época seca) en la parte superior, y de la imagen de abril de 2008 (época húmeda) en la parte inferior. La escala de grises de salida en las cartografías representa el mínimo (en blanco) y el máximo (en negro) de cobertura encontrado para cada especie. Las partes de la imagen en blanco se corresponden con zonas de no presencia de la especie, o dónde la cubierta vegetal es menor al 20%. Para estos bajos recubrimientos este tipo de algoritmos todavía tienen algunas limitaciones [Okin, 2001]. Los tonos de gris son crecientes de manera continuada en el recubrimiento hasta llegar al máximo encontrado determinado por el negro. Este máximo varía entre las especies desde un 80% que se puede encontrar en *Erica scoparia* hasta un 50% para el caso de *Stauracanthus genistoides*. Sobre los mapas de salida se ha enmarcado la zona de estudio utilizando un vector en azul.

Un vistazo general de todas las salidas cartográficas explica los patrones de distribución de las especies y su relación. El patrón de distribución del brezo de escobas y el tojo muestran una distribución de manera agrupada, su presencia no es muy extendida y está asociada a zonas concretas. Por el contrario el jaguarzo y el romero de manera clara, y el tojo morisco de manera menos patente, muestran una distribución más dispersa y colonizadora de ambientes más diversos.

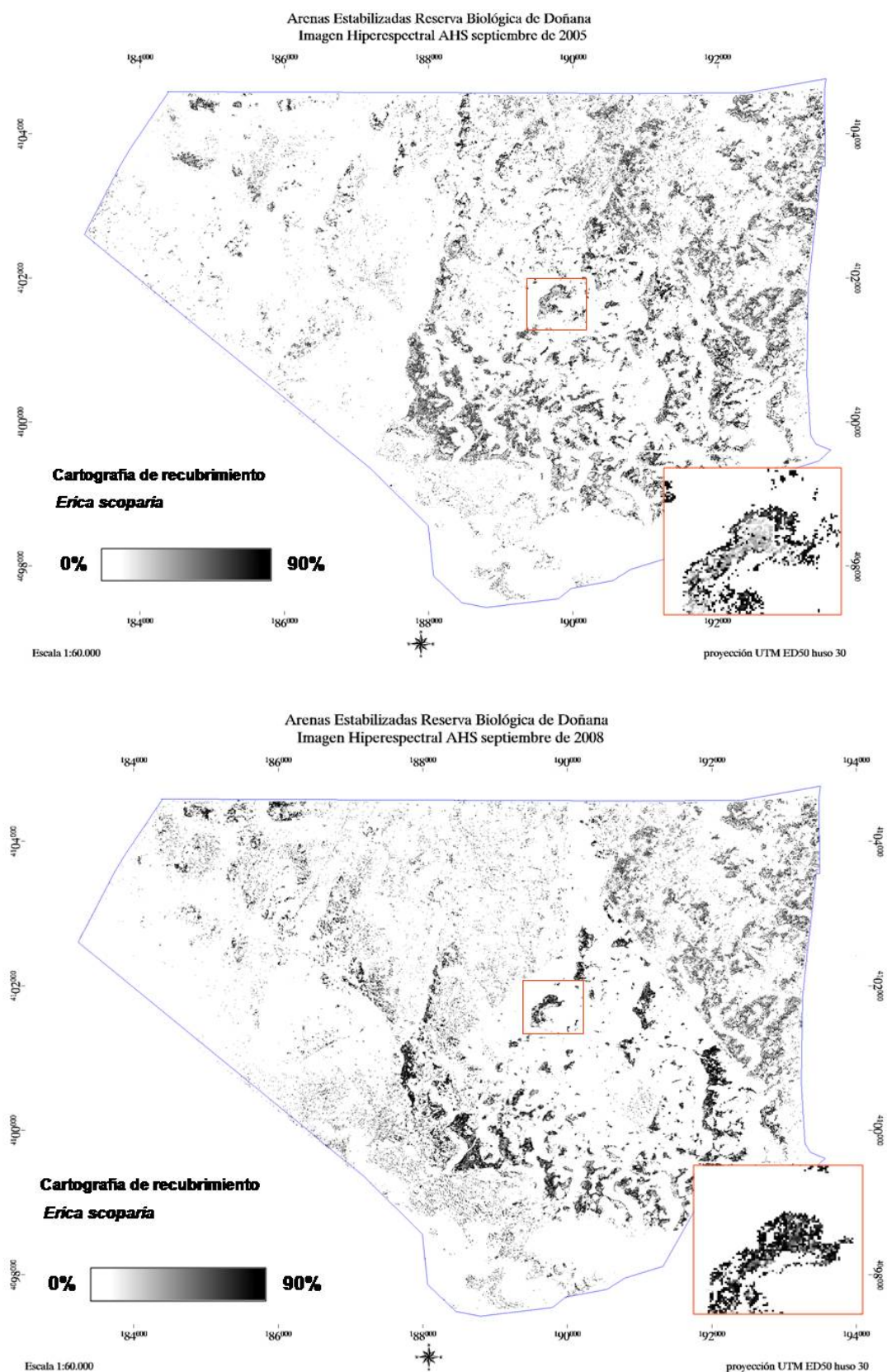


Figura 6.7.- Cartografía de recubrimiento de *E. scoparia* mediante imagen hiperespectral AHS. A) correspondiente con la imagen septiembre de 2005 y B) correspondiente con imagen abril de 2008

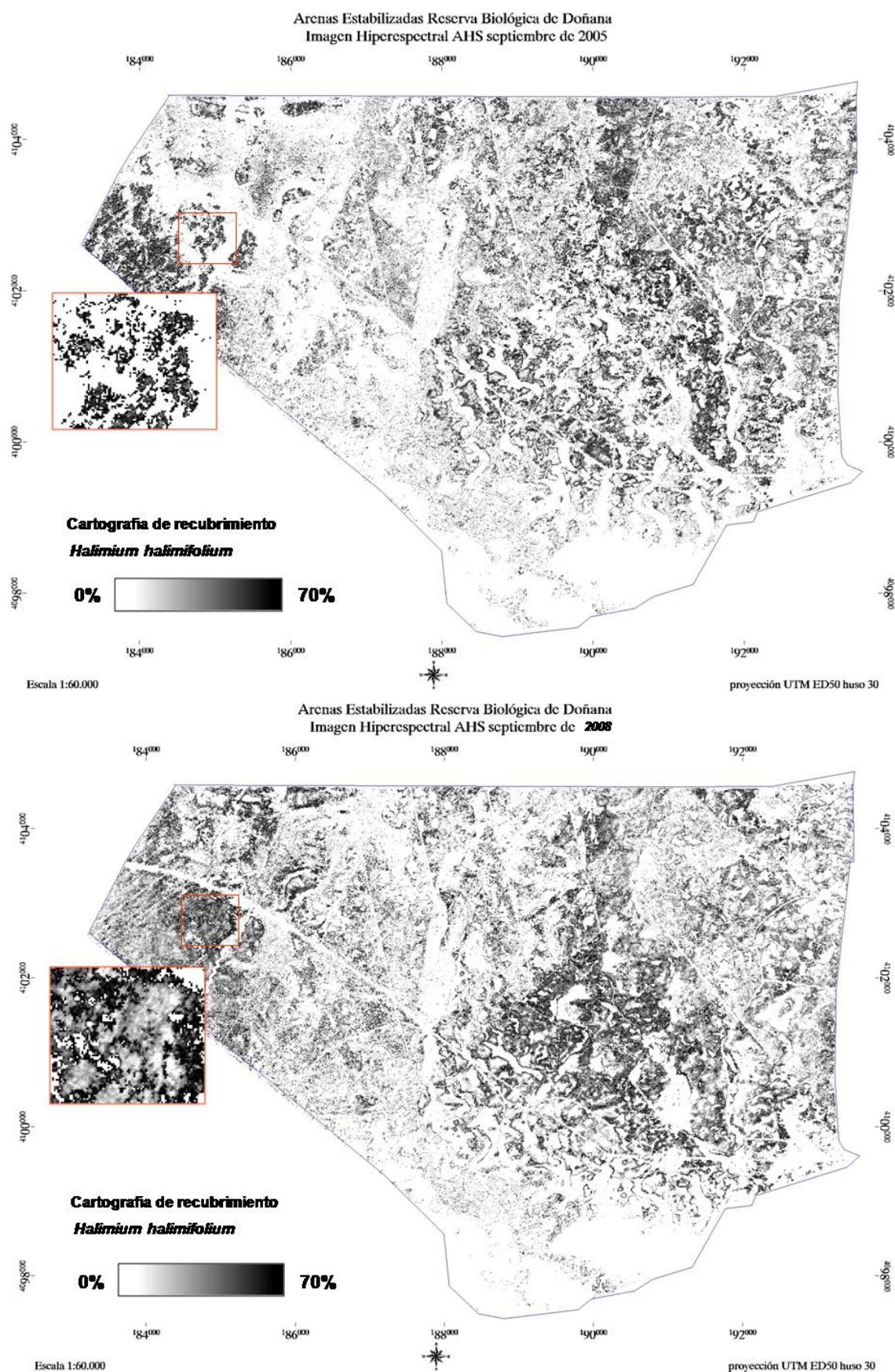


Figura 6.8.- Cartografía de recubrimiento de *H. halimifolium* mediante imagen hiperespectral AHS. A) correspondiente con la imagen septiembre de 2005 y B) correspondiente con imagen abril de 2008

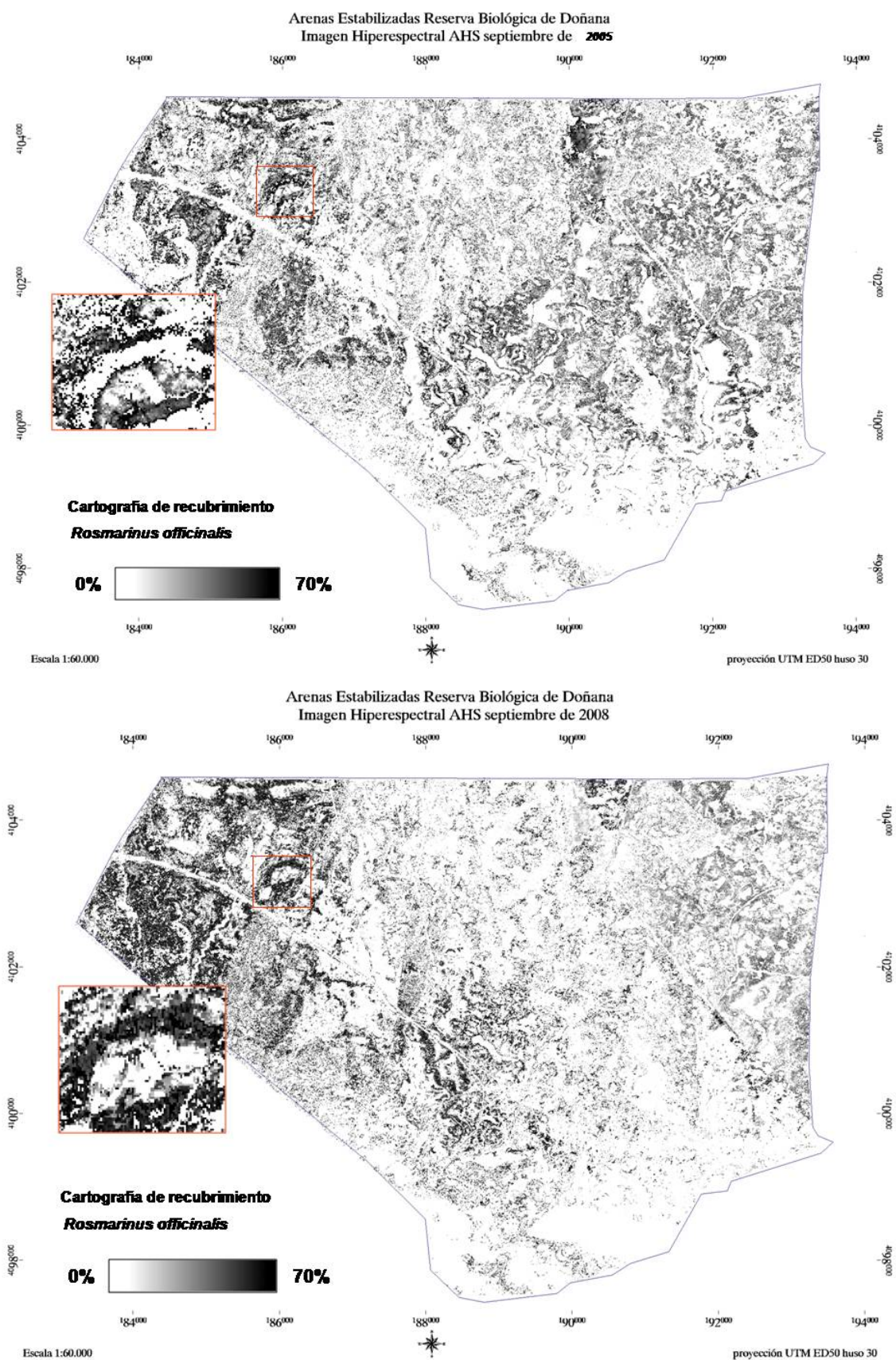


Figura 6.9.- Cartografía de recubrimiento de *R. officinalis* mediante imagen hiperespectral AHS. A) correspondiente con la imagen septiembre de 2005 y B) correspondiente con imagen abril de 2008

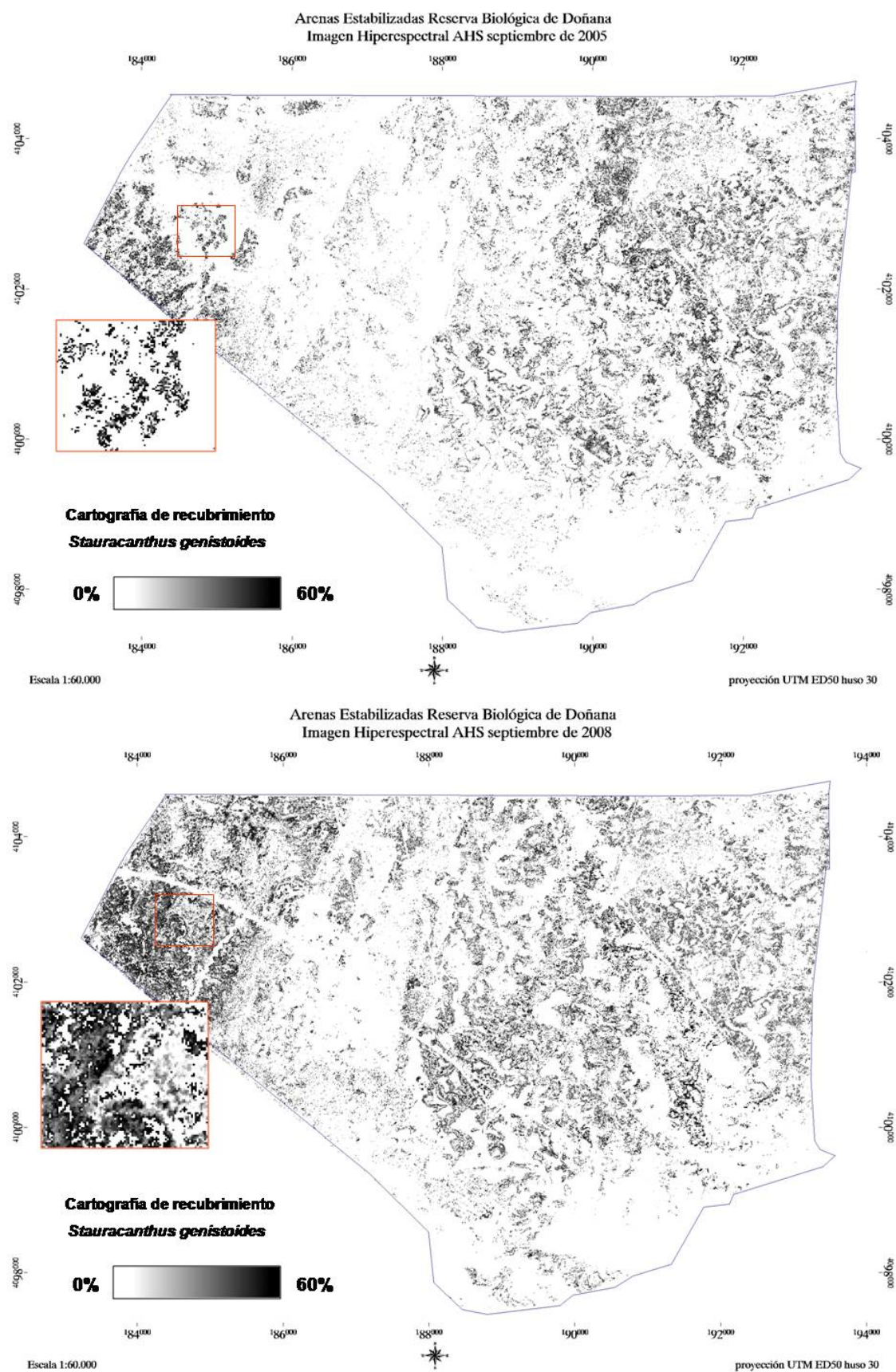


Figura 6.10.- Cartografía de recubrimiento de *S.genistoides* mediante imagen hiperespectral AHS. A) correspondiente con la imagen septiembre de 2005 y B) correspondiente con imagen abril de 2008

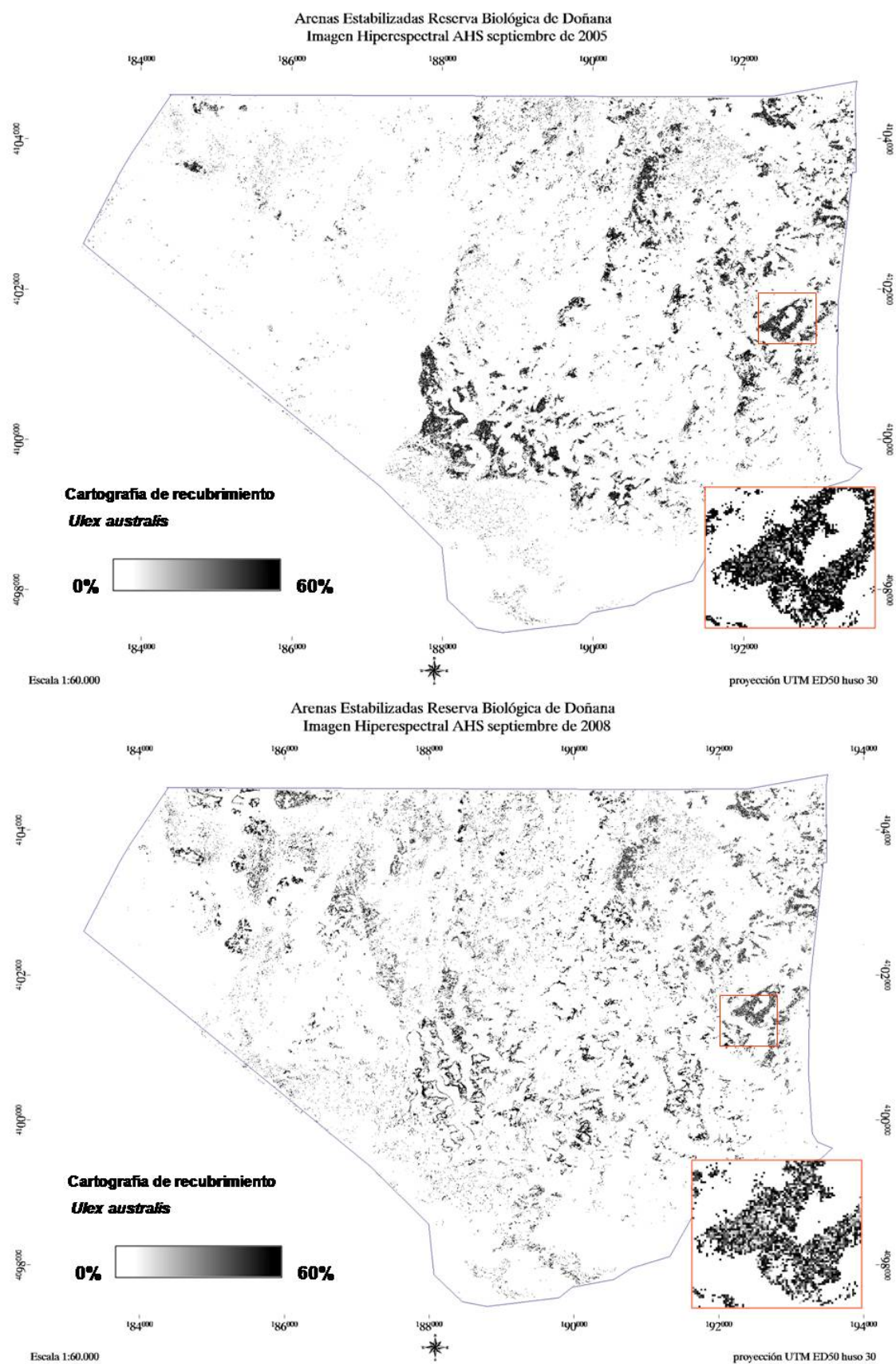


Figura 6.11.- Cartografía de recubrimiento de *U.australis* mediante imagen hiperespectral AHS. A) correspondiente con la imagen septiembre de 2005 y B) correspondiente con imagen abril de 2008

Analizando los dos mapas de cada especie frente al modelo digital del terreno (ver apartado 4.1.2), se corrobora en gran medida lo que se anteriores autores han concluido en las descripciones de su ecología [Ramírez Díaz, 1973; Muñoz Reinoso, 2007]:

- *E. scoparia* se distribuye de manera mayoritaria en las zonas más bajas y húmedas del *Manto Arrasado*.
- *H. halimifolium* es una especie de amplia distribución que coloniza tanto las zonas de *Las Naves* y zonas de *Manto Arrasado*. Es la zona de *Manto Arrasado* donde alcanza los máximos de recubrimiento.
- *R. officinalis* es también una especie de amplia distribución que coloniza tanto las zonas de *Las Naves* y zonas de *Manto Arrasado*. Es en cambio en la zona de *Las Naves* donde alcanza sus máximos.
- *S. genistoides* es una especie de amplia distribución que coloniza tanto las zonas de *Las Naves* y zonas de *Manto Arrasado*. Es la zona de *Las Naves* donde alcanza los máximos de recubrimiento
- *U. australis* es una especie de distribución agrupada que aparece mayoritariamente en la zona de *Manto Arrasado*.

En algunos aspectos estas cartografías ayudan a una mejor comprensión de distribución de las especies frente a los modelos anteriores:

- Se observa una presencia del brezo de escobas en la zona de *Las Naves* más substancial de lo esperado. Su presencia en estas zonas está asociada a zonas de descarga local del acuífero, como describe Muñoz Reinoso en sus trabajos de 2007, la cartografía detecta y muestra que son más patentes.
- El romero tiene una mayor presencia en la zona de *Manto Arrasado* de la que se podría esperar teóricamente.
- El jaguarzo morisco muestra una mayores recubrimientos a lo largo de las *Arenas estabilizadas* de la que se podría esperar teóricamente.

La comparación entre las distribuciones de ambas fechas muestra una similar respuesta para en el caso del brezo de escobas, con una diferencia en el grado de recubrimiento con máximos de 80% en época seca y de 90% en época húmeda. En el caso del jaguarzo y el romero, sí que se detectan discrepancias entre los mapas de época seca y húmeda. El jaguarzo tiene una distribución espacial más patente en la zona de *Las Naves* para la imagen de septiembre de 2008 que en abril de 2005. Para el romero por el contrario, el mapa de 2005 muestra una distribución muy igualada entre las dos zonas, no siendo así en el mapa de 2008 que da una mayor presencia en la zona de *Las Naves*. La comparación entre fechas sí muestra

un elevado grado de discrepancia para las especies de las leguminosas tojo y tojo morisco. Estas especies mostraban los niveles más bajos de separabilidad espectral (ver capítulo 4).

6.3.2. Exactitud frente a Parcelas de Campo

La exactitud de los mapas de distribución de las especies obtenidos a partir de las imágenes INTA-AHS se ha determinado mediante regresión logística con mediciones de recubrimiento de las parcelas de campo (ver Tabla 4.4). La y muestran

La recta de regresión y el coeficiente de determinación R_2 , obtenido para las cinco especies dominantes del matorral de Doñana, se muestra en la para la Figura 6.13 para el mapa correspondiente a la imagen de septiembre de 2005, y la la Figura 6.14, para el mapa correspondiente a la imagen de abril de 2008.

Existe una relación fuertemente positiva para *E. scopararia* entre el recubrimiento obtenido a partir de la imagen hiperespectral y el de las parcelas de campo. El ajuste muestra un buen acuerdo en ambas fechas, el R_2 es de 0.852 ($p < 0.05$) para la imagen de abril de 2005 y 0,635 ($p < 0.05$) en la imagen de septiembre de 2008. Para *H. halimifolium* y *R. officinalis*, la correlación es también muy positiva con un R_2 de 0.76 y 0.66 ($p < 0.05$) respectivamente para la imagen de septiembre de 2005. En el mapa de abril de 2008, ambas especies muestran un acuerdo menor aunque todavía de ajuste positivo, con valores de R_2 de 0.5 y 0.33 ($p < 0.05$) respectivamente. En cambio, las especies *U. australis* y *S. genistoides* muestran un acuerdo muy pobre en ambas fechas entre los recubrimientos de la imagen y los del campo, sus valores de R_2 están por debajo de 0.3. Para el mapa de abril de 2008 el ajuste para *S. genistoides* es inexistente.

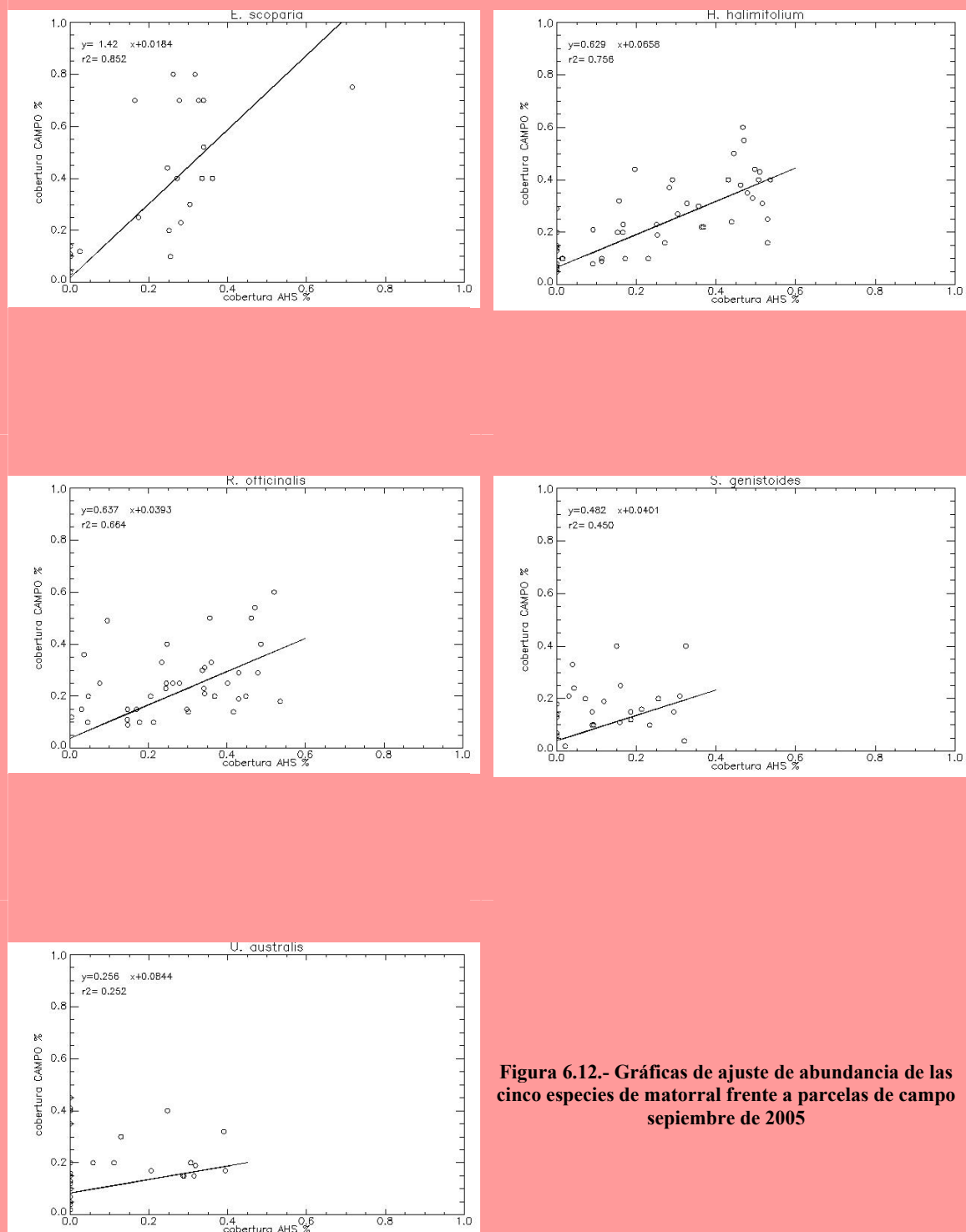


Figura 6.12.- Gráficas de ajuste de abundancia de las cinco especies de matorral frente a parcelas de campo septiembre de 2005

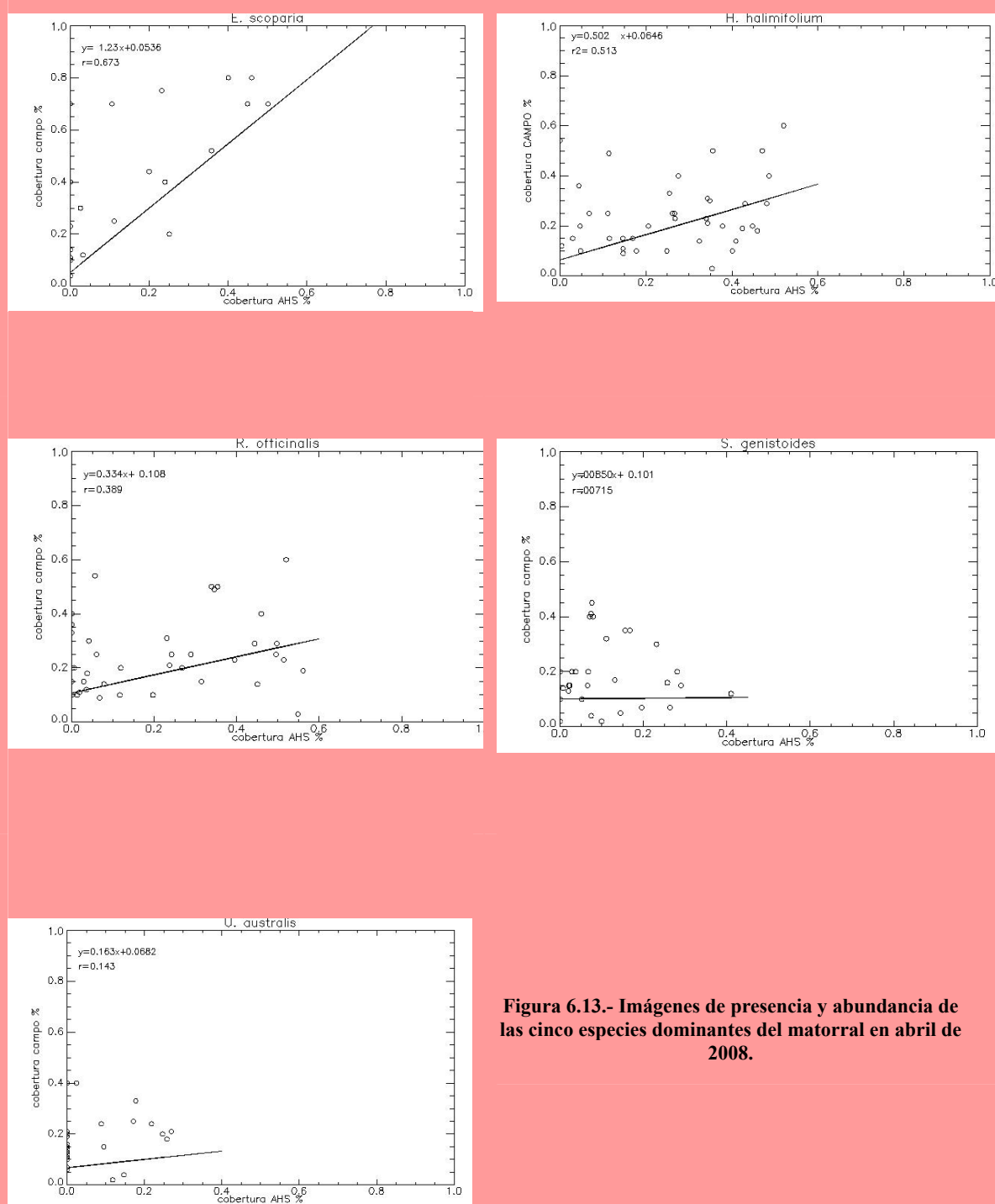


Figura 6.13.- Imágenes de presencia y abundancia de las cinco especies dominantes del matorral en abril de 2008.

6.3.3. Exactitud frente a otras Cartografías

La exactitud de los mapas de distribución de las especies obtenidos a partir de las imágenes INTA-AHS se ha verificado frente a cartografías existentes.

No existen cartografías a nivel de especies y la comparación se ha realizado frente a una cartografía de comunidades de matorral. La cartografía utilizada esta generada por el grupo de trabajo de Carmen Antón del IGME [Antón et al, 2007] mediante imágenes INTA-AHS pero con otros procedimientos. Las dos cartografías tienen la misma escala espacial de detalle y por ello son comparables. La Tabla 6.2 muestra la matriz de confusión entre la cartografía INTA-AHS y la cartografía de referencia.

Tabla 6.2- Matriz de confusión entre cartografía de comunidades INTA-AHS y cartografía de verdad terreno

Tabla 6.2- Matriz de confusión entre cartografía de comunidades INTA-AHS y cartografía de verdad terreno						
Imagen INTA-AHS	Exactitud	Total	=	(11302/21338)	53%	
	Coficiente	Kappa	=	0.41		
	Imagen ITGM (verdad terreno)					
	N° de Pixels					
		Unclass	M_Blanco	M_Intermedio	M_Negro	Total
	Unclass	3235	1376	704	164	5479
	M_Blanco	775	4611	3708	331	9425
	M_Intermedio	60	1283	2410	710	4463
	M_Negro	0	128	797	1046	1971
	Total	4070	7398	7619	2251	21338
Porcentaje						
	Unclass	M_Blanco	M_Intermedio	M_Negro	Total	
	Unclass	79.48	18.60	9.24	7.29	25.68
	M_Blanco	19.04	62.33	48.67	14.70	44.17
	M_Intermedio	1.47	17.34	31.63	31.54	20.92
	M_Negro	0.00	1.73	10.46	46.47	9.24
	Total	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
Errores de Comisión						
		Comisión %	Omisión %	Comisión (Pixels)	Omisión (Pixels)	
	Unclass	40.96	20.52	2244/5479	835/4070	
	M_Blanco	51.08	37.67	4814/9425	2787/7398	
	M_Intermedio	46.00	68.37	2053/4463	5209/7619	
	M_Negro	46.93	53.53	925/1971	1205/2251	
Errores de Producción						
		Producción %	Usuario %	Producción (Pixels)	Usuarios (Pixels)	
	Unclass	79,48	59.04	3235/4070	3235/5479	
	M_Blanco	62.33	48.92	4611/7398	4611/9425	
	M_Intermedio	31.63	54.00	2410/7619	2410/4463	
	M_Negro	46.47	53.07	1046/2251	1046/1971	

La exactitud alcanzada es sólo un poco superior al 50% y el valor del coeficiente Kappa es de categoría media. Por lo tanto, la comparación no muestra un muy buen acuerdo entre ambas cartografías, pero si suficiente para poder tener en cuenta la distribución de las comunidades vegetales figuradas obtenida por la imagen INTA-AHS.

6.3.4. Conclusiones

Se han generado mapas de la distribución espacial de las especies dominantes del matorral de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD. El análisis a nivel sub-píxel abordado sobre las imágenes hiperespectrales, ha permitido obtener un mapa de distribución espacial explícita de estas especies. Sobre estos mapas se ha podido observar una presencia más amplia y gradual de lo esperado, como es el caso de la importante presencia de romero en zonas de *Monte Arrasado*.

El algoritmo de desmezcla espectral MESMA es, en la actualidad, el algoritmo con mayor capacidad para abordar una cartografía de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral.

Estos mapas pueden ser una herramienta con gran potencial para el estudio de la distribución espacial de las especies de matorral de Doñana, y del seguimiento a largo plazo de sus cambios en el espacio y en el tiempo.

PARTE III

IMPLICACIONES EN ECOLOGÍA DE UNA CARTOGRAFÍA DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE ESPECIES DEL MATORRAL

Los planes de gestión sobre áreas protegidas aumentan su eficiencia cuando se dispone de diagnósticos fiables sobre el estado de sus ecosistemas, el capital natural que atesoran, y los servicios que proporcionan . La teledetección es una herramienta que facilita la incorporación de los procesos ecológicos en la toma de decisiones y los estudios de conservación [Cabello y Paruelo, 2008]. Disponer, de manera periódica, de una cartografía explícita de la distribución espacial de las especies vegetales presentes en un ecosistema, puede suponer una herramienta con enorme capacidad para el estudio y seguimiento de la estructura y funcionamiento de las comunidades vegetales, así como de los procesos ecológicos, perturbaciones y medidas de gestión que están teniendo lugar.

La teledetección tiene un gran bagaje en el estudio y seguimiento de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas terrestres mediante imágenes de satélites de media resolución espectral y espacial, sus productos operaciones facilitan la implementación de protocolos de seguimiento de formaciones vegetales. La cartografía de especies se requiere imágenes hiperespectrales aeroportadas que empiezan en la actualidad a estandarizarse y se propone aquí un protocolo de seguimiento de la distribución espacial de especies vegetales.

La cartografía de la distribución espacial de las especies dominantes del matorral del ecosistema las *Arenas Estabilizadas*, obtenido con las imágenes hiperespectrales del sistema INTA-AHS, va a ser utilizado en esta parte para ver las implicaciones ecológicas sobre la RBD.

En el capítulo 7 se muestran las implicaciones de la cartografía explícita en el estudio de los patrones de distribución de las especies acorde a la heterogeneidad espacial presente, también la generación de cartografías funcionales y de servicios del ecosistema. En el capítulo 8 se propone un protocolo de seguimiento de la distribución espacial del matorral de Doñana mediante teledetección hiperespectral aeroportada .

CAPÍTULO 7.

Estudio de la Estructura y Funcionamiento del Matorral de Doñana

La caracterización de la heterogeneidad de las comunidades vegetales atendiendo a su composición, estructura, y funcionamiento, es una información necesaria en la gestión y conservación de espacios naturales protegidos [Carabias-Lillo, et al, 2004]. La determinación espacialmente explícita del patrón de la distribución espacial de las especies vegetales, es una herramienta idónea para la gestión integral de un ecosistema. Permite una interpretación de la estructura y funcionamiento que facilita la elaboración de hipótesis acerca de los procesos que están actuando [Magurran, 2004].

El objetivo de este capítulo es mostrar las implicaciones en el estudio de la estructura, funcionamiento, y determinación de los servicios del matorral de Doñana, que aporta el mapa explícito de la distribución espacial de especies dominantes, obtenido mediante imágenes hiperespectrales.

7.1. La Teledetección en el estudio de la Estructura y Funcionamiento de los Ecosistemas.

Los ecosistemas terrestres muestran heterogeneidad en cualquiera escala espacial que sean observados [Chen y Vierling, 2006]. Esta heterogeneidad tiene una gran influencia en procesos ecológicos como los movimientos de organismos, y flujos de materia y energía. La descripción de patrones espaciales de los tipos de suelo, las formaciones vegetales, etc., es de suma importancia para el conocimiento de las interacciones entre dicho patrón y los procesos ecológicos [Turner, 1989; Paruelo, 2008].

La vegetación es un elemento integrante de los ecosistemas que juega un papel trascendental en el intercambio de energía y materia entre la superficie terrestre y la atmósfera, su cobertura modifica el albedo, amortigua el calentamiento y enfriamiento de la superficie. A lo largo del desarrollo y evolución de los estudios en ecología terrestre, diversos ecólogos han señalado que la heterogeneidad es una característica inherente a las formaciones vegetales, sus variaciones pueden suponer, en muchos de los casos, indicadores de la tasa de

cambio en los procesos ecológicos [Tilman, 1997; Asner, 2005]. Esta heterogeneidad está determinada principalmente por los múltiples factores ambientales como las condiciones climáticas, el relieve, el tipo de litología, pero también por presiones y perturbaciones externas. La distribución espacial de la vegetación, como sus variaciones en estructura y composición, son observables a todas las escalas espaciales [Terradas, 2001].

Dentro de la composición de especies que caracteriza a una comunidad vegetal, la presencia, riqueza y abundancia relativa varía a lo largo de un ecosistema terrestre, acorde a los gradientes ambientales presentes y a los caracteres morfológicos y fisiológicos de cada una de las especies. Existe la considerable evidencia que no todas las especies juegan el mismo papel en el funcionamiento de los ecosistemas [Díaz et al, 2005]. La variedad de caracteres funcionales de las distintas especies vegetales, no se encuentran por igual en todas ellas. La presencia de especies con unos determinados caracteres funcionales puede ser muy beneficioso para el conjunto del ecosistema. Muchos de los procesos ecológicos que acontecen en un ecosistema son, en gran medida, fruto de los individuos que lo habitan, la actividad bio-geoquímica de la biota determina, por ejemplo, la fertilidad del suelo, la calidad del aire y del agua, y habitabilidad de los ecosistemas [Martín López et al, 2008]. De la misma manera estos caracteres funcionales capacitan a las especies a soportar perturbaciones, y con ello una resiliencia mayor al ecosistema [Díaz-Delgado et al, 2002].

La representación espacialmente explícita de las especies vegetales, es pues importante para profundizar en el estudio de la identidad ecológica de los espacios naturales (estructura, funcionamiento, dinamismo). Los avances recientes en teledetección, han contribuido de manera substancial en la cartografía de la heterogeneidad fisonómica de la cubierta vegetal y su alteración en el espacio y en el tiempo [Kerr y Ostrosky, 2003]. La extracción de la información relativa a la estructura y funcionamiento de la vegetación, a partir de la interpretación de las imágenes, se viene practicando desde los primeros satélites multispectrales en los años 1980. La información que describe la abundancia, estructura, composición y configuración espacial de los ecosistemas, se ha realizado convencionalmente mediante trabajo de campo, o en la interpretación de fotografía aérea e imágenes de satélites multispectral. Los trabajos llevados a cabo mediante imágenes de alta resolución espacial (< 4m), como IKONOS y Quickbird [Nagendra y Rocchini, 2010], han mejorado la prospección de las imágenes. También, los desarrollos en algoritmos de clasificación basados en objetos en contra de los basados en el píxel, han hecho aumentar el uso de estas imágenes.

La caracterización estructural de la vegetación se ha realizado a nivel del concepto de “!mancha” [Turner et al, 2003]. Las manchas se corresponden con diferentes comunidades y formaciones vegetales. En el estudio de la imagen se correlacionan “manchas” y comunidades en base a la interpretación del color, textura, tono, patrón y espectral de la imagen para aplicar

toda la diversidad de métodos de clasificación (explicados en el apartado 3.1). En este sentido, destaca el proyecto *Corine LandCover*. Este proyecto ha realizado la cartografía de los usos del suelo y de paisajes de Europa con imágenes de la serie Landsat en los años 1990, y sus actualizaciones de 2000 y 2006.

Una caracterización del funcionamiento de los ecosistemas requiere de la identificación de los flujos de energía y materia que no son fáciles de detectar. La teledetección permite detectar y cuantificar los componentes clave de estos flujos y aportar la visión sinóptica. Una de las líneas de trabajo dentro de la teledetección para el análisis funcional es mediante el uso de índices de vegetación³⁰. Estos índices están relacionados con variables funcionales del ecosistema como productividad primaria, evapotranspiración, y albedo. El índice más ampliamente extendido es el índice de vegetación normalizada (NDVI por *Normalized Difference Vegetation Index*) [Mather, 1999]. El NDVI ha proporcionado información crítica de la dinámica de los ecosistemas. Este índice es apropiado para desarrollar clasificación de ecosistemas basados en procesos a macroescala, está relacionado linealmente con fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (fAPAR por *Fraction Absorbed Photosynthetically Active Radiation*) [Ruimy et al, 1994], y es un indicador de la Producción Primaria Neta (PPN) [Running et al, 2000]. En los últimos años, se han realizado diversas aproximaciones del uso de series temporales del NDVI en la caracterización del funcionamiento ecosistémico y de atributos funcionales [Paruelo et al, 2005]. Aplicando imágenes de satélites de baja resolución espacial como AVHRR/NOAA y MODIS, que disponen de una revisa temporal alta, se han descrito la diversidad funcional de los ecosistemas templado de Sudamérica [Baeza et al, 2006] e ibéricos [Alcaraz et al, 2006]. Fernández et al, 2010 identifican los tipos funcionales ecosistémicos basándose en parámetros funcionales estacionales y anuales derivados del NDVI, temperatura del superficie y el albedo. Utilizando series de imágenes Landsat ETM+ de un año hidrológico.

El mayor avance en este sentido, lo suponen las imágenes hiperespectrales. En los próximos apartados se van a mostrar algunas de las implicaciones en el estudio de la estructura, funcionalidad, y servicios de los ecosistemas, cuando se dispone de la información espacialmente explícita de la presencia de especies vegetales. Para ello, se muestran algunos ejemplos utilizando la cartografía generada sobre el matorral del ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de Doñana mediante el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS.

³⁰ Los índices de vegetación son cocientes entre canales espectrales de la imagen encaminados a la detección y estimación de propiedades de la vegetación.

7.2. Estudio de la Estructura de las Comunidades Vegetales

La estructura de la vegetación está relacionada con la composición de las comunidades y la manera en que están organizadas. En cuanto a su organización, uno de los principios más aceptados en ecología vegetal es que la estructura de las comunidades viene determinada en gran medida por la variación de determinados factores ambientales y recursos [Whittaker, 1975]. Este principio es la base de los métodos conocidos como análisis de gradientes y métodos de ordenación, que permiten clasificar y explicar la estructura de las comunidades a partir de las condiciones ambientales del entorno. Sin embargo, la mera dependencia correlativa entre vegetación y medio ambiente, en la que se fundamentan la mayoría de modelos actuales de distribución de especies, es a menudo insuficiente para explicar la estructura y distribución espacial de las comunidades.

La variación espacial de riqueza y abundancia de las especies vegetales a lo largo de los gradientes ambientales de un ecosistema, tiene a día de hoy dos grandes líneas de investigación [Westoby y Wrigth, 2006]; por un lado la visión de Schimper [1898], donde diferentes especies de plantas son más exitosas en diferentes partes del ecosistema, debido a que sus diferentes caracteres funcionales le proporcionan una mayor capacidad de colonización y de resistencia. Una segunda visión es la de la teoría neutral de Hubbell [2001], basada en que la distribución es fruto únicamente de sus tasas de reproducción y crecimiento. Independientemente de las explicaciones de ambas teorías, lo que sí se evidencia es una variada distribución de las diferentes especies vegetales integrantes de un ecosistema con diferentes ambientes o perturbaciones, algunas especies optan por una distribución agrupada y otras más gradual y continuada. Dependiendo de lo abrupto de los gradientes presentes en el ecosistema, la distribución presentará transiciones más continuadas.

Diversos trabajos realizados mediante teledetección hiperespectral, han mostrado cartografías de la distribución explícita que permite la localización de estos gradientes y transiciones y facilita el análisis espacial. Schmidtlein, 2003 estudió, con radiometría de campo y análisis canónicos³¹, la variación continua en la composición de especies en relación a gradientes ambientales. Asner 2005 estudió la estructura las formaciones vegetales en las islas de Hawai, donde la alta variedad ambiental ocasiona variaciones muy continuadas en la composición de especies. Carter et al, 2002 han realizado trabajos encaminado al estudio de la

³¹ Análisis canónicos Representar g grupos de individuos (o poblaciones) de forma óptima a lo largo de unos ortogonales, de manera que la dispersión entre estos grupos sea máxima con relación a la dispersión dentro de los grupos. La representación en estos ejes ortogonales canónicos va a permitir estudiar mejor las relaciones entre los distintos grupos (o poblaciones).

estructura espacial de las especies vegetales, encaminado a ver los patrones y agregado o continuo y sus relaciones con factores ambientales.

Los mapas de distribución generados en la *Parte II* de esta tesis aplicando las imágenes hiperspectrales, han servido para estudiar de manera más explícita la estructura espacial de las especies dominantes del matorral de Doñana.

7.2.1. Estructura de las Especies Dominantes del Matorral de Doñana

El ecosistema de las *Arenas Estabilizadas*, como se describe en el capítulo 4, supone la parte de recarga del acuífero de Doñana mediante la infiltración de la lluvia. Las aguas subterráneas juegan un papel esencial en la ecología y valores naturales a lo largo de todo el año, es esencial para la vegetación y la fauna presente. Tal como se puede ver en la Figura 4.7, estas arenas, que yacen sobre el acuífero, muestran un gradiente topográfico de dirección Oeste-Este, junto con una micro-topografía dunar que reproduce estos gradientes de alturas a pequeña escala [Muñoz Reinoso, 2004]. La escala regional muestra tres zonas bien diferenciadas en la altura media, topografía, pH del suelo, conductividad eléctrica y el hierro disponible permiten distinguir entre tres zonas geomorfológicas: *Las Naves*, *Manto Arrasado*, y *La Vera*. Las variaciones y gradientes de altura son continuados, las mayores alturas se dan en la zona del borde oeste de *Las Naves*, con valores entorno a los 40 m (sobre el nivel del mar). Las partes más bajas al este del *Manto Arrasado* y en *La Vera*, ya cerca de la marisma, se dan valores de alturas de 2-3 m (sobre el nivel del mar).

Las condiciones geomorfológicas de las arenas de Doñana ocasiona gradientes hídricos, la dinámica del acuífero a diferentes escalas ocasiona diferentes accesos al agua [Custodio, 1992]. A escala regional, una parte importante del agua subterránea se mueve desde las zonas de arenas hacia donde el acuífero libre se transforma en acuífero confinado bajo la marisma [Manzano y Custodio, 2007]. A escala local, otra parte del agua sigue otras trayectorias de recorrido más corto definidas por las pendientes de cada frente y cola de dunas [Manzano y Custodio, 2007]. La superficie freática reproduce fielmente la topografía del terreno, con algunas modificaciones locales debido a la actual extracción intensiva de aguas subterráneas. En las zonas de transición entre los diferentes episodios de dunas tienen lugar importantes descargas del acuífero [Muñoz Reinoso, 2007].

El desarrollo del matorral en los ecosistemas mediterráneo está condicionado por su capacidad de soportar prolongados periodos de sequía, altas temperaturas y altos niveles de radiación, características frecuentes en el clima mediterráneo [Valladares et al, 2004]. Doñana se caracteriza por inviernos lluviosos, un verano seco, y altos grados de irradiación. Las especies vegetales han desarrollado unas adaptaciones para poder soportar estas condiciones y

su distribución está determinada, como se repasan los múltiples trabajos del punto 4.2.1, por el acceso a los recursos hídricos. Todo el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD comparte unas mismas condiciones de escasas precipitaciones, altos regímenes de irradiancia, y suelo arenosos de poca retención hídrica. La micro-topografía del sistema dunar y la variación de los niveles freáticos, proporciona una variedad ambiental en la disponibilidad de los recursos hídricos y temperatura.

El modelo para la distribución espacial de las comunidades de matorral propuesto por Muñoz Reinoso [2004], y descrito en el apartado 4.1.3, describe esta distribución a varias escalas espaciales. Los factores geomorfológicos determinan los patrones de vegetación a diferentes escalas mediante una variada disponibilidad de los recursos hídricos. A pequeña escala ($10\text{-}10^2$ m), se produce una variabilidad en la disponibilidad de agua que sigue fielmente el gradiente altitudinal, desde la parte alta de la duna, donde pueblan el matorral más xerofítico, a las partes más bajas donde se desarrolla el matorral más higrófilo. En las partes intermedias se desarrolla un matorral de mezcla o intermedio. A escala media ($10^2\text{-}10^3$ m), se diferencian frentes dunas en antigüedad y altitud a lo largo del ecosistema, que determina la zonificación de *Las Naves*, *Manto Arrasado* y *Vera*. En cada zona domina una comunidad xerofítica, *Manto blanco* xerofítico, *Manto blanco* y *Monte Intermedio*, respectivamente, debido a los diferentes niveles freáticos. En las zonas de transición entre los diferentes episodios de dunas, están marcadas por fuertes desniveles topográficos, donde aparecen descargas del acuífero y con ello el desarrollo de comunidades higrófitas. A escala regional ($> 10^3$ m), las descargas regionales del acuífero han desarrollado la zona de *La Vera* de mayor presencia higrófila.

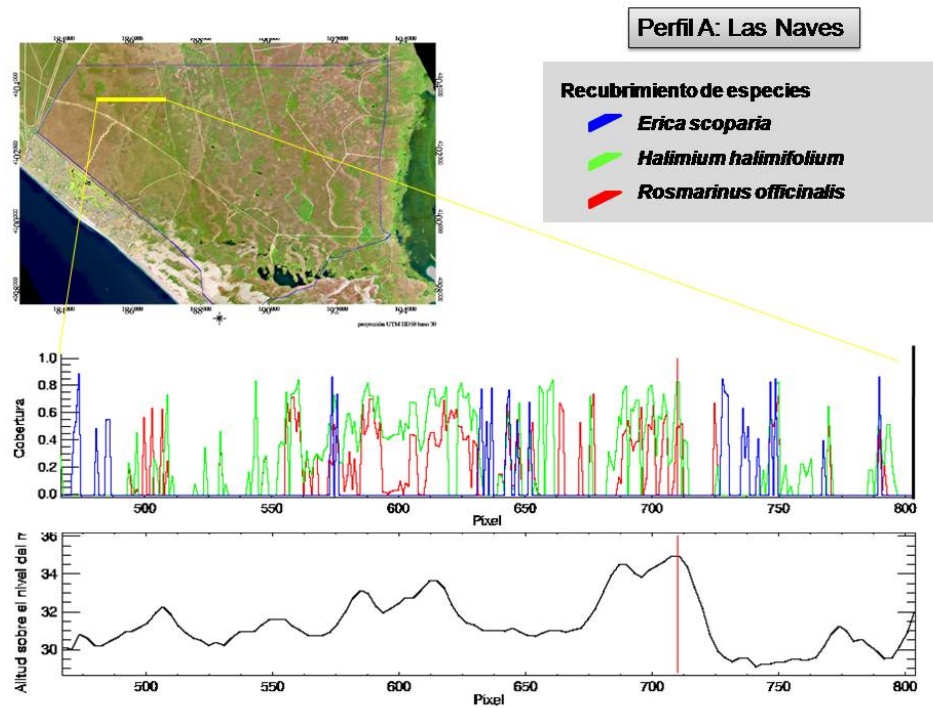
La cartografía de la distribución espacial de las especies dominantes del matorral de Doñana, generado a partir de la imagen hiperespectral aeroportada AHS, permite un estudio más completo y detallado de la distribución de estas especies. Contiene la información de manera explícita a lo largo del ecosistema de la presencia y abundancia de las especies consideradas. La extracción directa, desde la cartografía, de multitud de “perfiles”³² y “sub-escenas” con la presencia y abundancia de cada especie permite profundizar en las relaciones de esta distribución y los procesos ecológicos. En este apartado se representan ejemplos de perfiles y sub-imágenes de recubrimiento de las especies dominantes en la RBD frente a las alturas del modelo digital del terreno (ver Figura 4.3).

La Figura 7.1 muestra dos perfiles de la distribución espacial de las especies de matorral. Se representa el brezo de escobas (*Erica scoparia*) en color azul, el jaguarzo (*Halimium halimifolium*) en color verde y el romero (*Rosmarinus officinalis*) en color rojo. Son

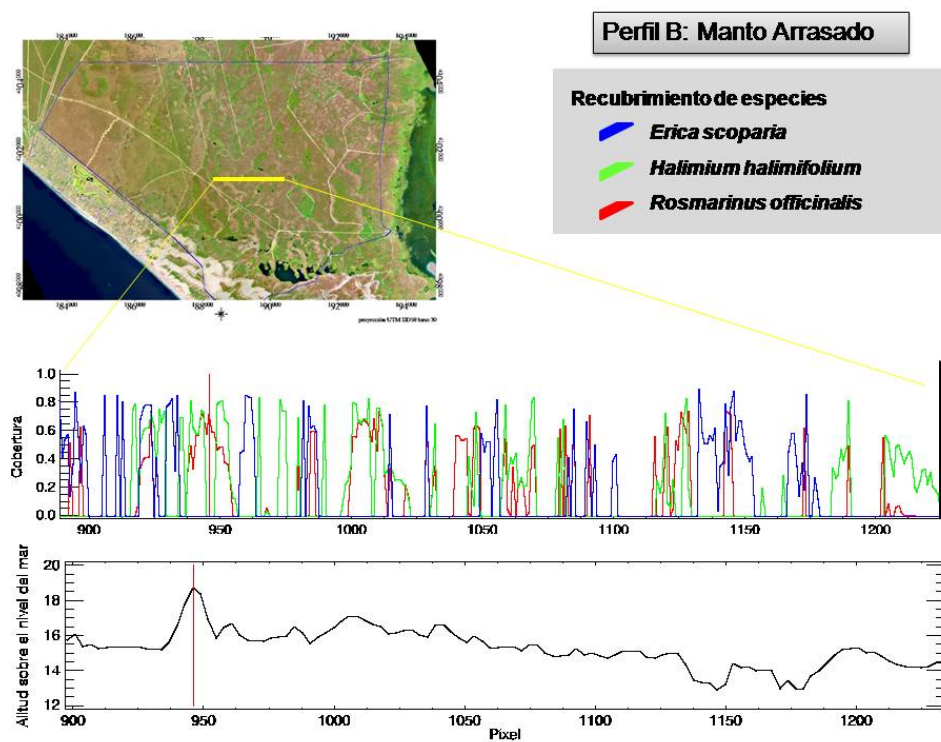
³² Perfiles: se entiende aquí como los transectos sobre la imagen con el rumbo y longitud deseada

las especies dominantes de las comunidades *Monte Negro*, *Monte Intermedio* y *Monte Blanco* respectivamente. Estos perfiles representan la cobertura de cada especie frente a la cota del modelo digital del terreno. El perfil A que se muestra en la Figura 7.1(a), se localiza en la zona de *Las Naves* con una altura media de 31 m. La presencia del romero se agrupa en las crestas de dunas, y sólo en algunas zonas deprimidas aunque con menor presencia. El jaguarzo se distribuye de manera más continuada a lo largo de buena parte del perfil, con aumentos del recubrimiento en las subidas a las crestas. La especie más localizada es el brezo de escobas sólo asociadas a las zonas entre crestas. El perfil B que se muestra en la Figura 7.1(b), se localiza en zona de *Manto Arrasado* con una altura media de 15 m. En esta zona las dunas son más antiguas, los desniveles son mucho menos pronunciados, aún así, el romero puebla las zonas altas y el brezo de escobas las zonas más bajas. Ambas se distribuyen de manera más extendida que en la zona de las Naves. El jaguarzo aumenta su distribución en relación con la zona de *Las Naves*, con correspondientes subidas debidas a descargas del acuífero.

La Figura 7.2 muestra dos sub-escenas de la distribución espacial de las especies de matorral sobre el ecosistema de la *Arenas Estabilizadas*. También se representan el brezo de escobas en azul, el jaguarzo en verde y el romero en rojo. Estas sub-imágenes están representados frente a la parte correspondiente del modelo digital del terreno, donde los valores de mayor altura son de color rojo y los más bajos en azul, independiente de la altura media. En la Figura 7.2, la sub-imagen A muestra, a grandes rasgos, la distribución espacial de las tres especies acorde al modelo de Muñoz Reinoso. A nivel de detalle se observan dos aspectos: una mezcla y una laxitud de presencia de especies en las partes medias (verde), con la presencia de romero y en la partes bajas (azul) con la presencia de jaguarzo; una discordancia con el modelo en una zona alta (rojo) con presencia importante de jaguarzo. En la sub-imagen B si se muestra las transiciones de cresta a valle de duna con la presencia de romero en las partes altas, jaguarzo en las medias y brezo de escobas en las bajas. De nuevo una discordancia se produce en la parte baja, esquina inferior derecha, con la aparición de jaguarzo en vez de brezo de escobas.



a)



b)

Figura 7.1- Perfiles de distribución de especies de matorral de Arenas Estabilizadas de Doñana. *Erica scoparia* (azul), *Halimium halimifolium* (verde) y *Rosmarinus officinalis* (rojo). Perfiles del modelo digital del terreno.

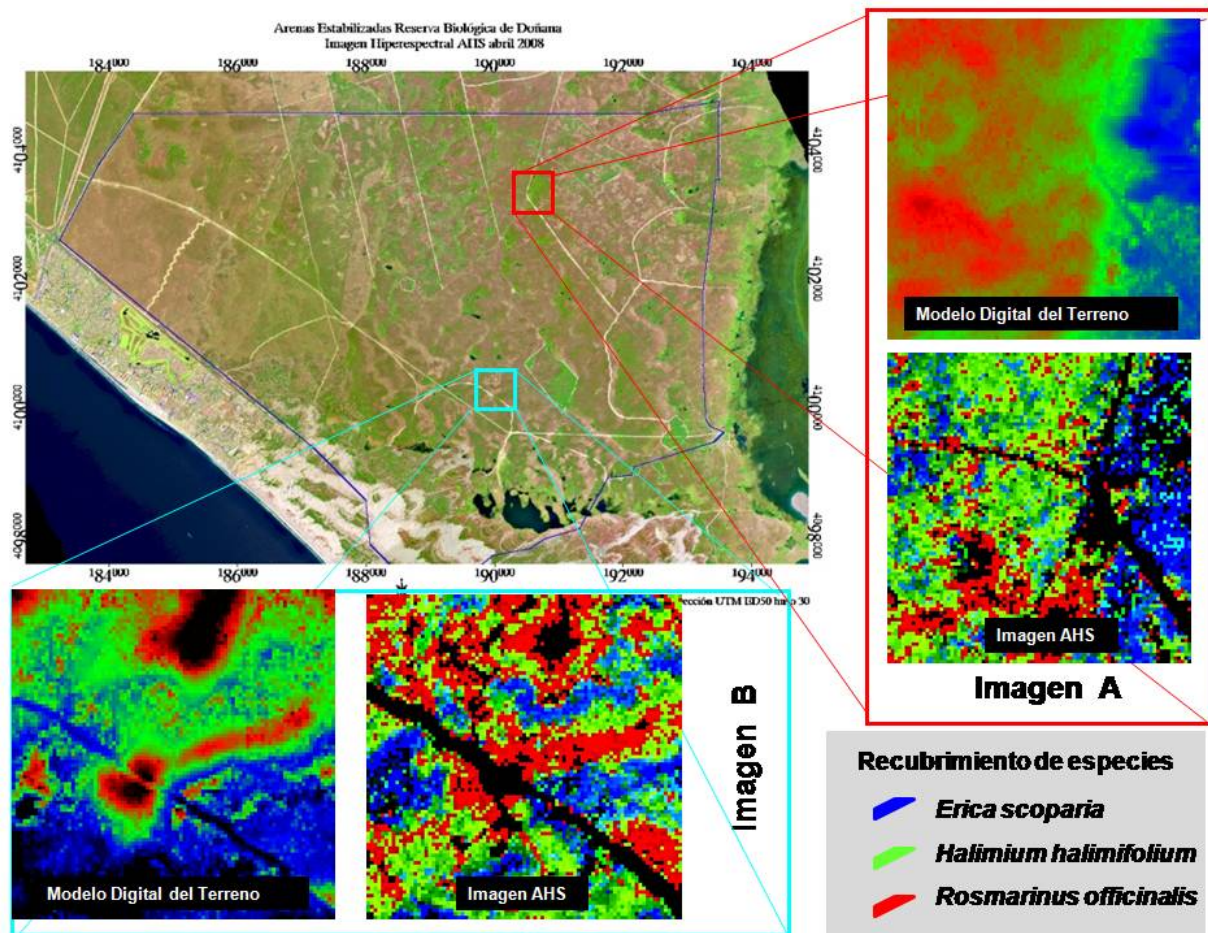


Figura 7.2- Sub-imágenes de distribución de especies de matorral de Arenas Estabilizadas de Doñana; *Erica scoparia* (azul), *Halimium halimifolium* (verde) y *Rosmarinus officinalis* (rojo). Imagen del modelo digital del terreno.

En esta figura se observa que la distribución a nivel de especie sigue básicamente el patrón de los estudios de Muñoz Reinoso, 2004. En estos estudios se concluía que las Arenas Estabilizadas de Doñana se divide en las tres zonas descritas, cada una con un patrón interno recurrente de especies xerofítica / higrófila. Mediante las imágenes hiperspectrales se observa la presencia de especies en sitios donde potencialmente por las condiciones hídricas no debería. Este efecto muestra que en realidad las comunidades clásicas MN, MI, MB mantengan esa generalidad de especies dominantes pero tengan un cierto componente de laxitud con la entrada de otras especies. Este factor es sobre todo debido a los gradientes de dunas y a las zonas de descargas muy locales de agua

7.3. Funcionalidad de las Especies Dominantes

El funcionamiento de los ecosistemas se vincula con el intercambio de materiales, los ciclos de nutrientes, y con el procesado y transferencia de energía [Loreau et al, 2001]. Los mecanismos a través de los cuales la biodiversidad puede influir en el funcionamiento de los ecosistemas, están más relacionados con algunos caracteres funcionales de las especies que con la riqueza específica [Díaz y Cabido, 2001]. Por lo tanto, el conjunto total de caracteres funcionales, así como de su abundancia, en una comunidad es una de los principales determinantes del funcionamiento de los ecosistemas.

Un conjunto de especies que tienen efectos parecidos en los procesos determinantes del ecosistema, y una respuesta similar a unas condiciones ambientales se denomina un *tipo funcional* [Hooper et al, 2005]. Las especies dentro de un mismo tipo funcional comparten características relacionadas con la dinámica del intercambio de materia y energía entre biota y atmósfera y responden de manera semejante ante factores ambientales. Los tipos funcionales pueden ser clasificados según el nicho ambiental y la respuesta a determinadas perturbaciones.

Los patrones en el funcionamiento de los ecosistemas y sus cambios han recibido y reciben comparativamente menos atención entre gestores y conservadores, quizá porque es más difícil de cuantificar [Fernández et al, 2010]. Recientemente varios grupos de ecólogos están enfatizando la importancia de incorporar el análisis y el seguimiento de sumideros de carbono, ciclos de nutrientes y agua en escalas locales y regionales programas de conservación [Paruelo et al, 2005].

Las clasificaciones de tipos funcionales son potencialmente detectables mediante teledetección, muchas de las funciones medioambientales por las que quedan caracterizados los tipos funcionales están directamente relacionadas con caracteres morfológicos y fisiológicos de las plantas como el tamaño, abundancia y orientación de las hojas [Paruelo et al, 2005]. El estudio de imágenes hiperespectrales aeroportadas con alta resolución espectral y espacial, pero con baja temporalidad (ej una o dos imágenes anuales), amplía las posibilidades de estudio. Se han llevado a cabo aproximaciones para cartografiar tipos funcionales ecosistémicos. Kooistra et al 2005 estudiaron la distribución espacial de los tipos funcionales (herbazal, matorral, árboles) de un ecosistema de humedal a partir de imágenes del sensor HYMAP. Schaepman-Strub, et al 2008 ha caracterizado la distribución espacial de los tres tipos funcionales más importantes de turberas (junco, gramíneas y matorral) en este caso solo mediante espectro-radiometría de campo.

7.3.1. Patrón Espacial de los Tipos funcionales del Matorral de Doñana

Tradicionalmente, dos son los grandes tipos funcionales que se definen para la vegetación leñosa de climas mediterráneos en función de las características de las hojas, de las flores y de los frutos [Herrera, 1984]: esclerófilos perennifolios y semi-caducifolios estivales. Según Margaritis [1981], se corresponde el primer tipo a las denominadas plantas de *maquia o garriga* que son los auténticos esclerófilos leñosos, y *frigrana* o tomillares para el segundo. Un tipo funcional intermedio lo representan los xerófitos malacófilos [Terradas, 2001] o semi-esclerófilos, que son plantas de mayor porte que los tomillares y con menores grados en la pérdida de hoja en verano. Este tipo intermedio, representadas por Cistáceas como las jaras, Labiadas como el romero o las lavandas, tiene una gran importancia y presencia en el entorno de Doñana y en general el sur de la Península Ibérica.

Siguiendo el protocolo propuesto por Díaz Cabido, 1997 para la determinación de tipos funcionales de plantas, y en un intento de concretar más la caracterización y clasificación de las formaciones vegetales del Parque Nacional de Doñana, Díaz Barradas et al, 1999 estudiaron los caracteres funcionales del matorral de Doñana. En relación a la disponibilidad de agua y la sucesión determinaron los tipos funcionales del matorral, que se pueden ver en la Tabla 7.1. Para realizar esta clasificación se midieron 24 caracteres morfológicos como: altura de planta, tamaño medio, esclerofilia de la hoja, regeneración después de fuego, etc.: que quedan resumidos en el trabajo de Zunzunegui et al, 2005.

Tabla 7.1.- Tipos Funcionales del Matorral de Doñana [Díaz Barradas, 1999]

Tipo Funcional	Descripción	Especies de Matorral
TF A	Arbustos de gran tamaño con potenciales hídricos moderados y capaces de rebrotar tras el fuego. Propios de sitios con estado hídrico bueno todo el año, evitan el estrés hídrico y son muy sensibles a la sequía	<i>Erica scoparia</i> y <i>Erica multiflora</i>
TF B	Incluye solo el Sabinar. Especie de potenciales hídricos menos negativos, rebrotan después del fuego, soportando un estrés de sequía fuerte en verano	<i>Juniperus phoenicea</i> ssp <i>turbinata</i>
TF C	Incluye solo el Alcornoque. Especie que rebrota del fuego, resistente a la sequía	<i>Quercus suber</i>
TF D	Arbustos de gran tamaño con potenciales hídricos no muy negativos y con capacidad de rebrotar tras el fuego. Es el denominado Matorral "Noble".	<i>Phillyrea angustifolia</i> , <i>Pistacia lentiscos</i> <i>Myrtus communis</i> , <i>Daphne gnidium</i>
TF E	Arbustos pioneros de bajo porte de potenciales hídricos muy negativos que no rebrotan tras el fuego. Son los denominados xerófitos malacófilos.	<i>Halimium halimifolium</i> , <i>H. commutatum</i> , <i>Rosmarinus officinalis</i> , <i>Cistus libanotis</i> , <i>C. salvifolius</i> , <i>Lavandula stoechas</i> y <i>Thymus mastichina</i>
TF F	Arbustos espinosos de hojas muy reducidas que rebrotan al fuego. Son de potenciales poco negativos. Leguminosas	<i>Ulex minor</i> , <i>Ulex australis</i> y <i>Stauracanthus genistoides</i>

En el trabajo de Díaz Barradas et al, 1999 de la Tabla 7.1 se obtienen un total de siete tipos funcionales, que agrupan, en algunos casos como los tipos E y F, un número importante de especies. Otros tipos como C y B contienen únicamente una especie representada. A partir de esta clasificación y utilizando la cartografía de recubrimiento de especies obtenida

mediante la imagen hiperespectral INTA- AHS de septiembre de 2005, se han generado dos tipos de mapas para el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD: un mapa con la distribución espacial de los tipos funcionales del matorral tenidos en cuenta en esta tesis, y un mapa del carácter funcional de regeneración después del fuego.

Cartografía de tipos funcionales

La Figura 7.3 muestra la cartografía de tipos funcionales del matorral pirófito. Las especies de matorral tenidas en cuenta sólo se incluyen en los tipos funcionales A, E y F de la Tabla 7.1. El tipo funcional B se corresponde con el sabinar de *Juniperus phoenicea ssp turbinata* que está muy localizado y cartografiado por otros métodos. El tipo C se corresponde con los alcornoques de *Quercus suber* que es una especie de distribución actual muy puntual en el área de Doñana, sus localizaciones son igualmente bien conocidas. El tipo D que se corresponde con el “matorral noble”, es de distribución relictiva en zonas sobre todo de difícil acceso. Este tipo funcional no ha entrado en la generación de esta cartografía pero es desde luego una de las líneas futuras a abordar con esta metodología debido a la importancia de su conservación.

El procedimiento seguido para realizar este mapa ha consistido en asignar a cada píxel de la imagen INTA-AHS, los tipos funcionales que se corresponden con los recubrimientos de las especies dominantes de matorral. En el hipotético caso de disponer de una cartografía con la cobertura de todas las especies de matorral, la cartografía generada sería un “verdadero” mapa de los tipos funcionales, ya que se habrían tenido en cuenta todas las especies de cada tipo. La funcionalidad que cumple una especie la puede estar cumpliendo otra especie de ese mismo tipo funcional. En el caso de este trabajo sólo se han tenido en cuenta las especies dominantes que además tienen el porte del dosel más grande, representan un tanto por ciento muy importante de la cubierta de las especies de matorral. Este aspecto hace que el mapa generado se aproxime en gran medida al mapa “verdadero”, y con ello adquiere relevancia.

Sobre el mapa de la Figura 7.3 se superpone un vector que determina la zona del ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD. Las áreas no clasificadas se corresponden con zonas de arena de duna, pinares o pertenecen a otro tipo funcional que no ha entrado en la asignación. Un mismo píxel va poder tener varios tipos funcionales si incluyen en su cobertura recubrimiento de especies de tipos funcionales distintos, otro caso puede ser incluir solo una especie o especies de un mismo tipo. El mapa muestra la distribución de cuatro clases: tipo A, tipo E, el tipo A + tipo E, y el tipo E + F. El tipo F sólo se da en zonas de muy poca extensión y ha sido descartado en el mapa. Del mismo modo, también se ha descartado en el mapa el tipo A + E + F que es muy poco extendido.

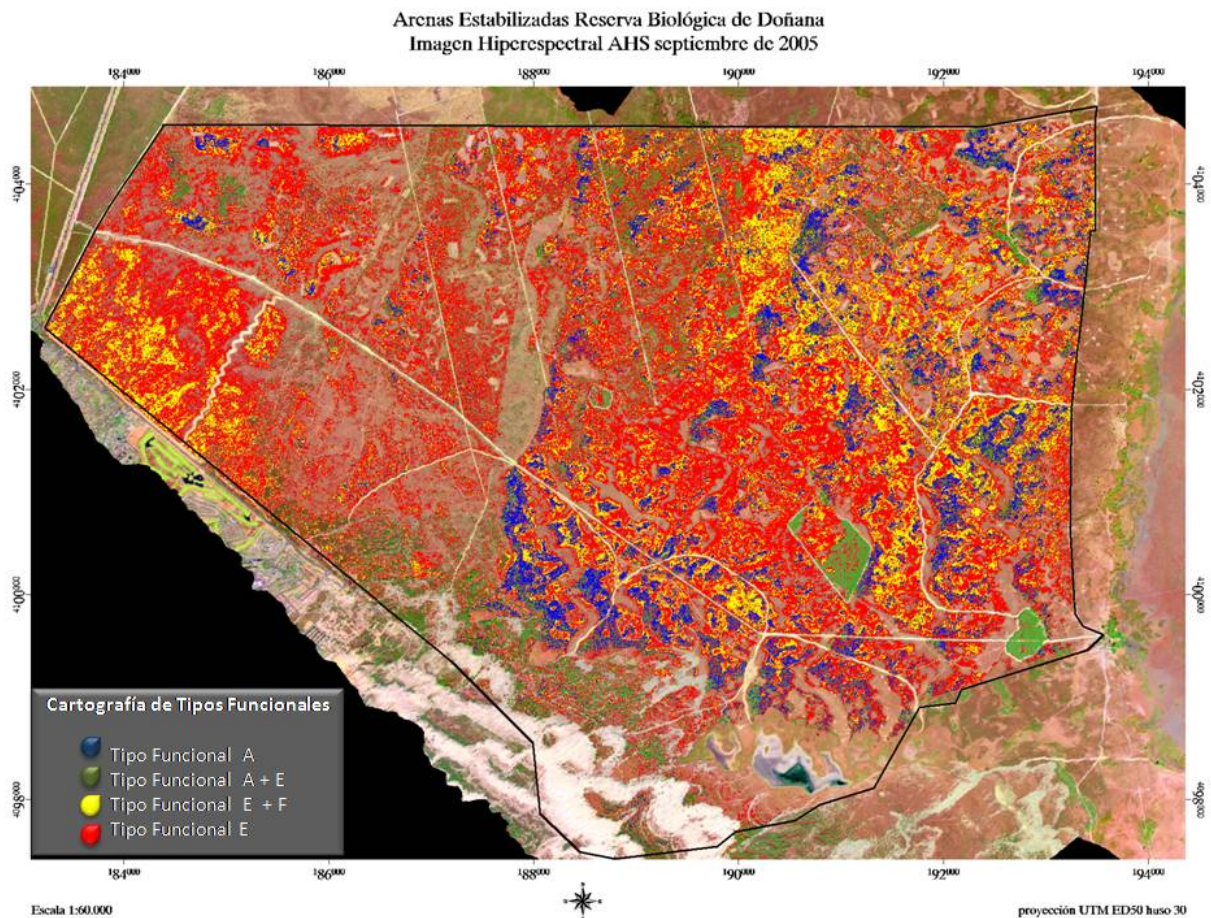


Figura 7.3- Cartografía de tipos funcionales de la RBD estimada para el mosaico AHS septiembre de 2005

El tipo más abundante y mayoritario es el tipo funcional E que aglutina las especies semi-esclerófilas de mayor distribución *H. halimifolium* y *R. officinalis*. Ambas son especies que colonizan terreno de *Las Naves* y de *Manto Arrasado*, sobre todo *H. halimifolium* que es la especie de matorral con mayor capacidad de colonizar distintos ambientes de los cotos de Doñana [Zunzunegui, et al 2005]. En dos áreas extensas, una en la parte más occidental de *Las Naves* y otra en la parte más oriental de *Manto Arrasado*, se mezclan de manera muy igual los tipos funcionales E y F (color amarillo de la cartografía). La parte de *Las Naves* debe a la aparición de *S. genistoides*, la parte del *Manto Arrasado* a la aparición de *U. australis*. Muy asociado a las zonas más deprimidas o con afloraciones del acuífero se encuentra el tipo funcional de A (color azul), no diferenciado pero en muchos casos esta compartiendo con *H. halimifolium* del tipo E y *U. australis* del tipo, sobre todo en este segundo en las zonas más orientales del *Manto Arrasado*.

Cartografía de tipos de regeneración

La misma metodología seguida para generar la cartografía de tipos funcionales, a partir de la distribución espacial de las especies mediante la imagen hiperespectral, se puede utilizar para generar cartografías de caracteres funcionales concretos de manera individual y que sean claves en la gestión del área protegida o enclave natural. En el caso de tener caracterizado un determinado carácter funcional sobre las especies consideradas de manera cualitativa o cuantitativa. Un ejemplo de esta aplicación se muestra la Figura 7.4 con la cartografía de los tipos de regeneración después del fuego para las especies de matorral dominante de Doñana.

Una de las características de las plantas mediterráneas es su resistencia al fuego [Keeley, 1986]. El fuego es desde un punto de vista ecológico un factor de perturbación, y muchas especies vegetales dependen de la existencia de perturbaciones periódicas para su persistencia. Ciertas características estructurales, morfológicas (ej corteza gruesa y suberosa, lignotuber) y de comportamiento (capacidad de rebrotar, estimulación de la germinación) en algunas especies de plantas se ha considerado como ejemplos de adaptación a la presencia periodicidad del fuego.

Tradicionalmente se reconocen dos categorías básicas de regeneración después del fuego para plantas de ecosistemas mediterráneos [Navhe, 1973]:

- Rebrotadores obligados que son las especies que se regeneran vegetativamente después de un fuego a partir de sus órganos aéreos o subterráneos. Este comportamiento se da sobre todo en especies esclerófilas perennifolias (plantas de Maquia).
- Rebrotadores facultativos que también pueden regenerarse a partir de semillas. Este comportamiento se da en semi-caducifolios.

Keeley, 1986 completó esta clasificación añadiendo los germinadores obligados

- Germinadores obligados que son especies que solo se pueden perpetuar por la producción de semillas. Algunas especies generan semillas resistentes al fuego y en otras su producción se ve favorecida por éste. Este grupo está representado por los xerófitos malacófilos [Terradas, 2001] o semi-esclerófilos, que son plantas de mayor porte que los tomillares y con menores grados en la pérdida de hoja en verano. Este tipo intermedio, representadas por Cistáceas como las jaras, Labiadas como el romero.

El matorral de Doñana que puebla actualmente las *Arenas Estabilizadas* es considerado pirófito, su extensión se ha visto favorecida por los usos y quemas que se venían realizando [Granados Corona]. Como se puede ver en la Tabla 7.1, se pueden encontrar especies de los tres tipos de regeneración. Entre los rebrotadores obligados se encuentran las pertenecientes a los tipos funcionales A, B, C, y D. Todas estas especies pueden rebrotar desde cepa, de raíz,

de rizoma, pero de rebrote epicórmico sólo el Alcornoque. Entre los rebrotadores facultativos se encuentran las especies leguminosas del tipo F, que cuando rebrotan los suelen hacer desde el cuello de la raíz. Dentro de la germinadoras obligadas se encuentran las pertenecientes al tipo funcional E.

El procedimiento de esta cartografía es similar al utilizado para generar la cartografía de los tipos funcionales. Es un caso muy similar ya que el mapa temático se basa en un carácter cualitativo como es el tipo de regeneración. Se asigna a cada píxel de la imagen el carácter morfológico o fisiológico de interés dependiendo de las especies integrantes dentro de cada píxel. La Figura 7.4 muestra la distribución espacial de las especies rebrotadoras (en color azul claro) y de las germinadoras (en color morado). Para su obtención se ha tenido en cuenta las especies dominantes representantes de los tipos funcionales A, E y F. Como en el caso de la cartografía de tipos funcionales, los tipos funcionales B, C, y D no son representativos del matorral pirófito y no han entrado en el análisis.

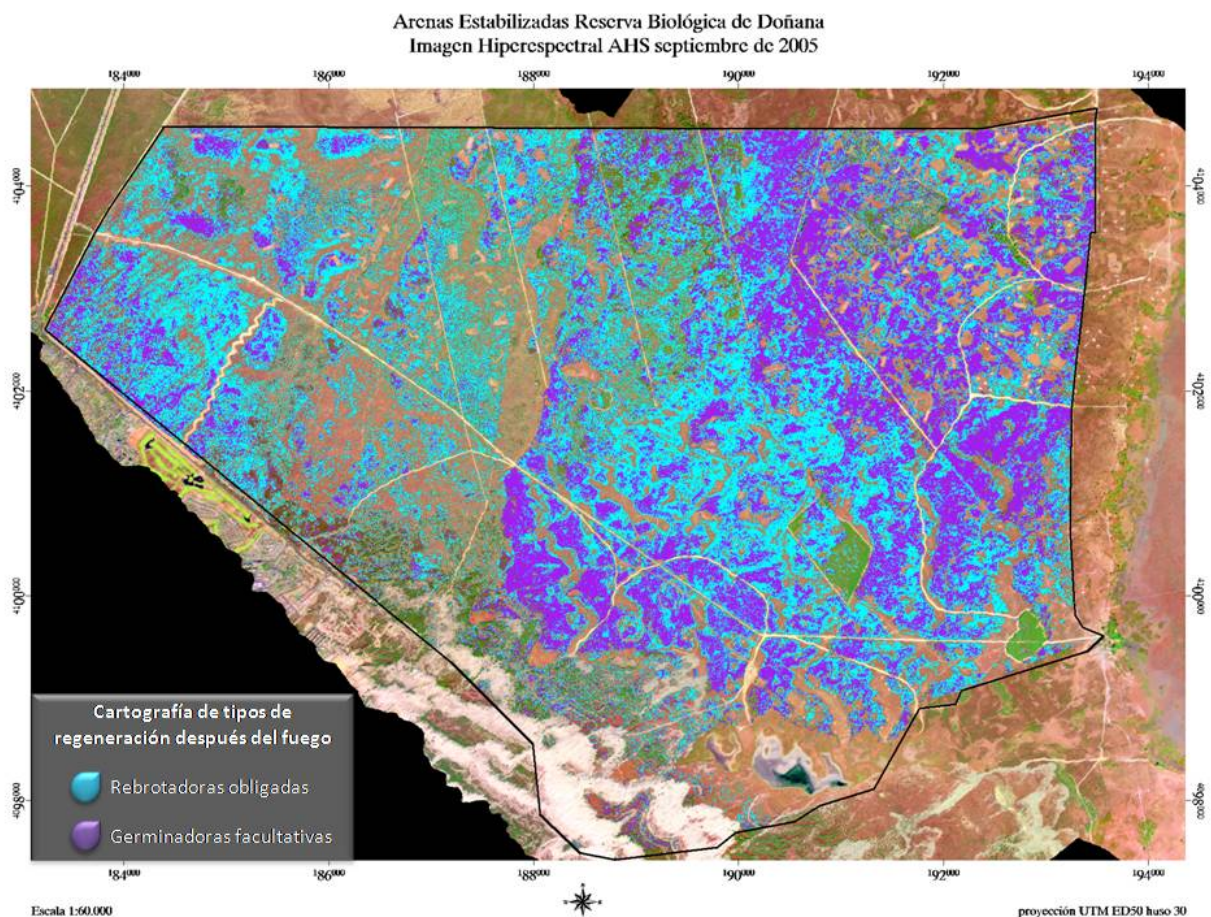


Figura 7.4- Cartografía de los tipos de regeneración del matorral de la RBD estimada para el mosaico AHS septiembre de 2005

Las especies germinadoras (color azul claro) es el carácter funcional más extendió, coloniza zonas de *Las Naves* y de *Manto Arrasado*, y en general las zonas con el nivel freático bajo y medios. Esto es debido a que las especies son las del tipo funcional E. Es carácter de especies rebrotadoras es mayoritario en la zona de *Manto Arrasado* debido a la presencia de las especies leguminosas del tipo F y las ericáceas del tipo A.

7.4. Servicios de las Especies Dominantes

Los caracteres funcionales de las distintas especies vegetales muestran unas capacidades de proporcionar servicios y beneficios que la población humana obtiene directamente o indirectamente de los sistemas ecológicos [Millennium Ecosystem Assessment, 2003]. En los últimos años se han focalizado los argumentos para promocionar el concepto de los servicios de los ecosistemas como un modo en que los científicos, economistas y el resto de la población humana, pueden pensar en la relación entre las personas y su entorno natural. En la publicación de “Nature Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems”, Gretchen Daily define los servicios de los ecosistemas como “*la condición y procesos a través de los cuales los ecosistemas y las especies sostienen y satisfacen la vida humana*”. En muchos aspectos es obvio este sustento, necesitamos comida, agua, aire respirable, climas soportables.

Cada uno de estos beneficios está apuntalado por algunos de los servicios de los ecosistemas, incluyendo: filtración y distribución de agua, absorción de desechos, mantenimiento del clima, la fertilidad y estructura del suelo, polinización de cultivos y vegetación natural, y la protección de inundaciones etc. Estos servicios están proporcionados por plantas, animales y por otros organismos que viven sobre y bajo tierra interaccionado con los componentes inertes del ambiente. Los beneficios ecosistémicos como el abastecimiento, o los servicios como la asimilación de carbono, representan beneficios que la población humana obtiene directa o indirecta del funcionamiento de los ecosistemas. Costanza et al 1997 realizan una recopilación exhaustiva de hasta 23 servicios y beneficios que los ecosistemas pueden proporcionar, estos se engloban mayoritariamente en abastecimiento y regulación de los proceso.

Un primer paso para estimar los servicios de los ecosistemas consiste en identificar que organismos contribuyen a estas propiedades de los ecosistemas que subyacen a los servicios. Este paso se ha realizado en varios trabajos; que han identificado los papeles de polinizadores los [Kremen et al. 2007], grupos de plantas fijadoras de nitrógeno [Spehn et al. 2002], ingenieros del suelo y sedimentos [Boyero et al. 2007]. Para cuantificar el impacto de los

cambios de biodiversidad en los servicios de los ecosistemas es necesario identificar las características y mecanismos por medio de organismos afectan propiedades de ecosistemas [Hooper et al. 2005]. Esta aproximación se ha proporcionado para poblaciones y especies individuales, donde atributos demográficos (densidad de población) puede servir como un indicador de provisión de servicios [Luck et al. 2003]. En otros casos, las propiedades de ecosistemas y servicios están controladas por los caracteres funcionales compartidas por varias especies [Díaz & Cabido 2001].

El proceso de identificar y cuantificar los servicios de un determinado ecosistema se reconoce cada vez como una herramienta más válida y eficiente para localizar los recursos ambientales [MEA, 2003]. Se trata de hacer un esfuerzo en clasificar y poner valor económico en los servicios de los ecosistemas asociados a paisajes de una manera espacialmente explícita [Troy y Wilson, 2006]. La disgregación espacial de los servicios de los ecosistemas nos permite visualizar el patrón de los elementos importantes del ecosistema y superponer otros puntos importantes. Es necesario estimar primero las zonas donde se da un tipo de servicio y en qué cantidad, encaminado a una gestión y una conservación de dicha área.

De manera general, se desconocen los patrones espaciales de provisión de servicios y por tanto las prioridades de conservación para su mantenimiento [Balvanera et al, 2007]. Falta mucho para describir los múltiples servicios que proveen los distintos ecosistemas. La aproximación para llevar a cabo una cartografía de la distribución espacial de los servicios, que se dan en una ecosistema, utilizando cartografías de la distribución de especies vegetales, consiste en la estimación cuantitativa o cualitativa de caracteres morfológicos funcionales de las especies cartografiadas, en paralelo se determinan los servicios asociados a estos caracteres. La estimación de dichos caracteres se traslada a la presencia y cobertura de las especies en la cartografía, cuando la estimación es cuantitativa (ej abastecimiento) se puede cuantificar la mayor o menor cuantía del servicio según la cantidad de cobertura de la especie, es decir si una especie tiene una tasa de producción de frutos u hojas por m³ de dosel, esta cantidad se extrapola a la cobertura de una determinada especie. En la actualidad, las aproximaciones en la cartografía de servicios se ha realizado a escalas de grandes extensiones utilizando SIG, cartografía existente, e imágenes de satélite tipo Landsat e IKONOS [Troy y Wilson, 2006].

7.4.1. Patrón Espacial de Servicios del Matorral de Doñana.

En los últimos años se han llevado a cabo trabajos para establecer y evaluar los servicios presentes en los ecosistemas de Doñana. Entre estos trabajos destaca el realizado por Martín

López, et al 2008, enfocado a cuantificar y valorar los servicios de Doñana mediante métodos de cuantificación. Estos trabajos van tener una culminación en un proyecto promovido por el grupo de trabajo del Departamento de Ecología de la UAM dirigido por Carlos Montes: “*Gestionando los Parques Nacionales más allá de sus límites: evaluación y cartografía de servicios como herramienta de gestión territorial ante el cambio global*”. Este proyecto presentado y aprobado en la convocatoria a Parque Nacionales 2009, propone el enfoque de los servicios de los ecosistemas como marco teórico-práctico capaz de expandir la gestión de los espacios protegidos más allá de sus límites.

En dicho proyecto se han determinado una serie de servicios para el matorral de Doñana en base a anteriores trabajos y referencias bibliográficas. Como servicio de abastecimiento el matorral es fuente de alimentación y hábitat de los ungulados que pueblan este ecosistema. Como servicios de regulación se pueden destacar, el secuestro de carbono, la disminución de la erosión de suelo, y el aporte de fertilidad al suelo. Como servicios culturales destacan, el turismo, y la educación ambiental.

La cartografía de los servicios que proporciona el matorral puede verse favorecida por el mapa de distribución de imágenes a nivel de especies. Como ejemplo para mostrar la capacidad de las imágenes hiperespectrales en la cartografía de servicios, se ha generado un mapa para el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD, utilizando la cartografía de recubrimiento de especies obtenida mediante la imagen hiperespectral INTA-AHS de septiembre de 2005. La eficiencia fotoquímica es un parámetro relacionado con el servicio de secuestro de carbono por parte de las plantas. La elaboración de este mapa está basado en el trabajo de Díaz Barradas et al, 1999 representado en los tipos funcionales de la Tabla 7.1. En este trabajo se midieron una gran cantidad de caracteres morfológicos de las distintas especies de matorral como: altura de planta, tamaño de hojas, grados de esclerofilia, etc. También se midieron parámetros ecofisiológicos como el potencial de agua, contenido de clorofila y la eficiencia fotoquímica. Todas estas mediciones fueron más tarde publicadas en el trabajo de Zunzunegui et al, 2005.

La eficiencia fotoquímica³³ es una medida de la eficiencia con que los fotones absorbidos se canalizan hacia la fijación de carbono; es máximo a bajas intensidades de luz y mínimo a elevadas intensidades, disminuye cuando la fotorrespiración es alta ya que destinan los electrones a la reacción de oxigenación y no a la carboxilación de la enzima *Rubisco*³⁴. En

³³ La eficiencia fotoquímica efectiva está relacionada con la relación entre los moles fijados de CO₂ por fotosíntesis y los moles de fotones absorbidos.

³⁴ La enzima Rubisco es la ribulosa 1,5 bi fosfato carboxilasa oxigenasa, cataliza el primer paso y más significativo del Ciclo de Calvin, en concreto de la fijación del dióxido de carbono a una forma orgánica.

condiciones de baja intensidad lumínica las plantas tienden a maximizar el rendimiento cuántico y viceversa [Ain-Lhout et al, 2004].

La eficiencia fotoquímica máxima y efectiva del fotosistema 2 (FS II) de las especies dominantes del matorral se midió (por el grupo de Zunzunegui et al, 2005) cubriendo las diferentes condiciones climáticas. Se obtuvieron valores en los meses de febrero y mayo, que suponen el momento medio y final de la época de lluvias respectivamente. También se obtuvieron valores en septiembre, donde la sequía estival muestra sus mayores efectos. Estos datos están medidos con un fluorómetro pulse-modulated portátil (mini PAM Heinz Walz), y en la Tabla 7.2 se muestran los datos obtenidos para las especies dominantes.

Cuando una hoja está adaptada a la oscuridad, su rendimiento en fluorescencia varía entre dos valores extremos, F_0 y F_m . La F_0 se obtiene cuando todos los centros de reacción están abiertos. Así se consigue un rendimiento de fluorescencia mínimo, mientras que cuando todos los centros están cerrados (todas las quinonas reducidas) se logra un rendimiento en fluorescencia Máximo (F_m). La diferencia entre F_0 y F_m se llama la fluorescencia variable (F_v). El máximo de la eficiencia fotoquímica del PSII es determinado a partir del cociente de la fluorescencia variable y de la máxima. Para una gran variedad de hojas adaptadas a la oscuridad, el cociente F_m/F_0 oscila entre 5 y 6, que corresponden a valores de F_v/F_m de 0.8 a 0.833, siendo el valor 0.840 el óptimo teórico [Valladares et. al. 2004].

Tabla 7.2: Eficiencia máxima y efectiva de las especies dominantes del matorral de Doñana [Zunzunegui et al 2005]

	Eficiencia fotoquímica máxima				potencial hídrico				Eficiencia fotoquímica real			
	Febrero	Mayo	Septiembre	Noviembre	Febrero	Mayo	Septiembre	Noviembre	Febrero	Mayo	Septiembre	Noviembre
	F_v/F_mF	F_v/F_mM	F_v/F_mS	F_v/F_mN	PotF	PotM	PotS	PotN	YieldF	YieldM	YieldS	YieldN
Rof	0,731	0,793	0,205	0,741	-1,8	-1,77	-11,32	-1,818	0,715	0,57	0,083	0,742
Hham Monte blan	0,848	0,837	0,799	0,825	-1,69	-1,68	-3,98	-1,774	0,693	0,6054	0,490	0,730
Hham Monte neg	0,854	0,843	0,819	0,832	-1,136	-1,59	-3,72	-1,502	0,718	0,5256	0,392	0,640
Ule	0,802	0,788	0,818	0,77	-1,098	-1,37	-2,7	-1,482	0,696	0,5452	0,732	0,697
Sta	0,635	0,678	0,808	0,808	-1,236	-1,32	-1,7	-1,498	0,685	0,6556	0,711	0,658
Esc	0,661	0,784	0,761	0,797	-1,62	-2,3	-4	-1,936	0,528	0,6856	0,475	0,558

Los valores de la eficiencia fotoquímica de las especies dominantes del matorral obtenidos en septiembre (la columna YieldS de la Tabla 7.2), han sido llevados a la cartografía de especies para obtener el mapa de distribución espacial de este parámetro. El procedimiento para realizar el mapa, ha consistido en asignar a cada píxel de la imagen un valor de eficiencia mediante los valores de las distintas especies teniendo en cuenta su recubrimiento en el píxel. El valor final en cada píxel es el promedio del peso del recubrimiento de cada especie presente.

La Figura 7.5 muestra el mapa de eficiencia fotoquímica de la especies de matorral pirófito, se superpone un vector que determina la zona del ecosistema de las Arenas

Estabilizadas de la RBD. Los valores encontrados van de 0 a 1 y en la cartografía se ha categorizado en cuatro clases: 0.1-0.29, 0.3-0.49, 0.5-0.6, 0.7-1.

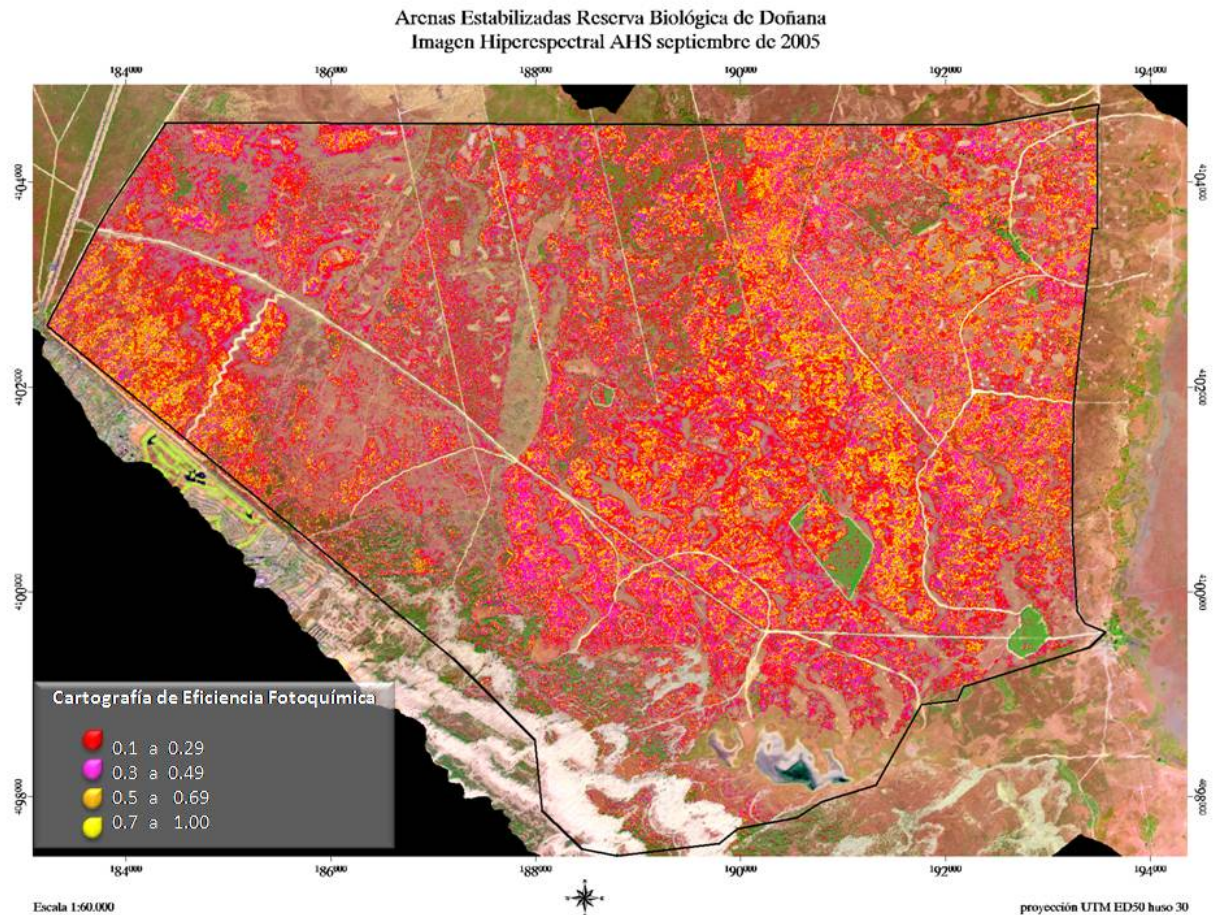


Figura 7.5- Índice de eficiencia fotoquímica sobre la RBD estimada para el mosaico AHS septiembre de 2005

Las zonas de valores más altos se localizan en zonas donde aparecen las especies leguminosas, que son las de mayor eficiencia en esta época seca. Estas zonas de mayores valores están representadas en color amarillo y anaranjado, se distribuyen tanto en zonas de *Las Naves* como *Manto Arrasado*, ya que el tojo morisco se localiza en zonas xerófitas y el tojo algo más higrofilas. Estos alto valores se alcanzan en zonas de convivencia de estas leguminosas con jaguarzo, tanto en zonas xerófitas como higrófilas. Los valores más bajos de eficiencia fotoquímica son los poblados por el romero, que es la especie de menor eficiencia en época seca.

CAPÍTULO 8.

Protocolo de Seguimiento del Matorral de Doñana

Las formaciones vegetales de los ecosistemas terrestres de zona mediterránea tienen altas tasas de cambio [Di Castri, 1981]. La RBD es un área natural protegida donde se realizan actividades de conservación e investigación, que obligan a tener una caracterización de sus ecosistemas. Ambos aspectos, hacen que se requiera de información continuada sobre el estado y evolución del matorral de las *Arenas Estabilizadas* de Doñana, que permita un seguimiento de los procesos y perturbaciones que están actuando, y las medidas de gestión que se están realizando. Bajo normativa del Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) del PND, se lleva a cabo un programa de seguimiento de la fauna y la flora mediante el Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales (ESPN) de la EBD-CSIC. El seguimiento de la flora se realiza a nivel de comunidad pero en algunas actividades concretas se requiere realizar este seguimiento a nivel de especie.

En este capítulo se repasan las bases para establecer un protocolo de seguimiento de la distribución espacial de las especies dominantes del matorral de Doñana mediante el sensor hiperspectral aeroportado INTA-AHS.

8.1. Bases del Seguimiento de la Distribución Espacial de Especies Vegetales Mediante Teledetección

La estructura y funcionamiento no son propiedades estáticas de los ecosistemas terrestres, su composición de especies, su distribución espacial, e incluso sus funcionalidades, están en continuo cambio. El clima, los regímenes de perturbaciones, y la influencia de las transformaciones humanas, provocan tendencias de cambio en estos ecosistemas [Hooper et al, 2005]. La dirección y la velocidad del cambio pueden determinar que estas presiones externas actúen de manera negativa y conlleven cambios irreversibles en algunos de los ecosistemas. Una de las mayores dificultades del seguimiento y la correcta evaluación de la afección del cambio global sobre los sistemas naturales reside, precisamente, en interpretar qué parte de las disfunciones que hoy pueden detectarse en la estructura y/o las funciones de los ecosistemas corresponde, efectivamente, al impacto directo del cambio, y qué parte tiene

que ver más bien con cualquiera otra de las complejas respuestas del medio a la presión ejercida históricamente por la actividad humana.

Los organismos internacionales dedicados a la conservación y gestión del medio natural, han visto, desde hace ya varias décadas, la necesidad de establecer programas de seguimiento sobre bio-indicadores de los ecosistemas terrestres, que permitan una evaluación del estado de conservación de la biota y las tendencias y ritmos de cambios [EUROPARC, 2005]. En respuesta a los acuerdos globales, europeos, regionales o nacionales, se están implementando planes de conservación para frenar la progresiva degradación de la biodiversidad, como: *Convention on Biological Diversity*, o la Directiva de Hábitats de Unión Europea del 21 de mayo del 1992 (EU Council Directive 92/43/EEC).

En los espacios naturales protegidos es esencial mejorar la capacidad de estimar y monitorizar sus ecosistemas, para poder determinar su estado actual y evaluar donde y como están cambiando [Carabias-lillo et al, 2004]. De la misma manera, tiene como consecuencia la necesidad de conocer el comportamiento de los sistemas que están siendo manejados, sus respuestas a las actividades de gestión, y sus tendencias de evolución a largo plazo. El análisis de estos métodos de evaluación, revela que la mayor parte de ellos se basan en información cualitativa o en la opinión de expertos y gestores, y que la mayor dificultad que deben abordar es la escasez, cuando no la absoluta ausencia de información cuantitativa y objetivamente verificable sobre el espacio protegido y el comportamiento de los ecosistemas [Hockings, 2003].

Un programa de seguimiento ecológico a largo plazo tiene como objetivo desarrollar y ejecutar unos protocolos metodológicos estándares y actualizados con base científica, con objetivo de recopilar información sobre bio-indicadores de procesos naturales o sobre el estado de conservación de las especies y sus poblaciones. El seguimiento es, por tanto, una herramienta cada vez más necesaria, tanto a nivel local, para determinar los resultados de las actuaciones de gestión, como a nivel regional o nacional, para satisfacer las demandas de informar sobre la consecución de los objetivos de gestión.

Muchos ejemplos de cambios en la composición de especies vegetales se pueden relacionar a factores ecológicos y de actividad humana. El decrecimiento de la presencia de tipos de robles (*Quercus* spp.) y red maple (*Acer rubrum*) en los estados de Pensilvania y Virginia Oeste de los Estados Unidos en el último siglo se puede atribuir a la supresión al régimen de incendios [Abrams, 1998]. Un caso contrario, es el del predominio actual del matorral pirófito en Doñana debido al aumento en la frecuencia de incendios [Granados Corona, xxxx]. La invasión de especies exóticas es otra amenaza de la distribución de la vegetación. Un claro ejemplo supone la invasión de *Azolla Filiculoides* en las marismas de Doñana [Bustamante et al, 2007]. Esta especie cubre grandes extensiones de agua impidiendo

la entrada de luz para los macrófitos. Su cartografía se realiza por teledetección debido a que coloniza una gran extensión de terreno, y el difícil acceso a la marisma dificulta su detección por métodos tradicionales y su erradicación [Bustamante et al, 2007].

En la actualidad han crecido enormemente los programas de seguimiento de las formaciones vegetales de países y de la red de sus espacios naturales. A nivel Internacional destaca el programa de seguimiento que el *National Park Service* (NPS), de los Estados Unidos, realiza sobre las formaciones vegetales de sus espacios naturales protegidos. En 2001, el NPS estableció el programa de inventario y seguimiento “*Vital Signs*”, sobre sus 270 áreas naturales protegidas. El programa se focaliza en indicadores clave de cambio ecológico, la composición de especies y la estructura de las comunidades es el núcleo de estos signos vitales, el objetivo de sus protocolos de seguimiento en todos los parques es la estimación del estado y tendencia de la salud de la vegetación.

En España, existe un número cada vez mayor de espacios en los que se implantan sistemas de seguimiento, y un creciente interés por el tema por parte de los gestores, como lo muestra la celebración de jornadas y encuentros [Diputación de Barcelona, 1995, 2002; Cabildo de Tenerife, 2003] y la inclusión del seguimiento en talleres y grupos de trabajo en los congresos especializados, como los V y VI Congresos ESPARC [EUROPARC-España, 2000; 2001].

Las recomendaciones para el seguimiento de la biodiversidad son numerosas pero son todas todavía poco consideradas [Schmeller, 2008]. El reto que se tiene que afrontar es como se puede obtener información fiable de la naturaleza, que deriven unas conclusiones en como las especies y los ecosistemas están cambiando en el tiempo y en el espacio [Schmeller, 2008]. Estas medidas deben ser llevadas a cabo mediante metodologías sin sesgo, con diseños de muestreos representativos, y que procedimientos que aseguren unas medidas comparables en el tiempo. Es importante por lo tanto ver cuáles son las bases de un protocolo de seguimiento, y que supone la utilización de la teledetección como medidas de muestreo de recolección de datos.

8.1.1. Bases de un Protocolo para el Seguimiento

El seguimiento es un proceso de observación repetida en el espacio y en el tiempo, de uno o más elementos del medio, de acuerdo a protocolos preestablecidos, mediante el uso de métodos de obtención de datos comparables [Hockings et al, 2003]. Algunos autores señalan que sólo puede hablarse de seguimiento cuando se pretende determinar el grado de desviación de los valores de los indicadores de unos valores de referencia determinados de antemano. Cuando el valor de los indicadores no se compara con este valor de referencia, estaríamos

hablando de vigilancia [Hellowell, 1991]. En la práctica, un programa de seguimiento se compone de un conjunto de indicadores que informan sobre las tendencias de variación de ciertos aspectos del sistema que resultan de especial interés.

Entre las funciones destacadas de los programas de seguimiento figuran su capacidad para el inventariado y el diagnóstico de los ecosistemas, proveer información acerca su funcionamiento para la comprensión de procesos (componente temporal), y constituir el soporte para el diseño de sistemas de alerta temprana de cambios en el ecosistema [Vos et al, 2000]. En un sentido más amplio, el concepto de indicador haría referencia a aquellos parámetros que ponen de manifiesto las relaciones entre elementos del sistema ecológico y el funcionamiento del sistema de interacciones subyacente [González Bernáldez, 1981]. El indicador podría definirse como “variable o relación entre variables (índices) de cuya medición se pueden obtener referencias ciertas sobre la evolución del sistema en que está inmersa. Las variables indicadoras son aquellas sensibles a cambios y tendencias de origen natural o humano [Díaz Esteban, 2002].

La variación en el tamaño poblacional de una especie (medida como número de individuos) puede sugerir la conveniencia de una intervención orientada a reducir sus efectivos o a favorecer su reproducción, dependiendo de los objetivos definidos en el plan de gestión y por tanto, del significado que se otorgue al indicador. El concepto de especie indicadora ha sido utilizado en ecología desde hace tiempo. También son importantes los indicadores basados en la estructura del sistema, que consideran aspectos como la complejidad estructural de la vegetación, la conectividad o la heterogeneidad del paisaje entre muchos otros.

El seguimiento requiere de la adquisición de datos de manera periódica utilizando métodos repetibles que aseguren una comparación consistente, también pueden ser flexibles y de un coste de manera eficiente. Los métodos estandarizados pueden permitir la comparación con otras cartografías obtenidos en otras áreas protegidas y el cruce de resultados en las relaciones con procesos naturales. Oakley et al [2001] publicaron la guía del NPS para la generación de protocolos de seguimiento de vegetación. Básicamente, esta guía establece los siguientes puntos:

- **Objetivos:** Donde se establecen las características de la zona de estudio (extensión, orografía, etc.). También se recopilan las propiedades e información de las comunidades vegetales que se van a cartografiar.
- **Estrategias de muestreo:** Se determina la mejor época de toma de datos, la periodicidad adecuada para detectar los cambios y el método de muestreo como el tipo (estratificado o al azar), el número y localización de parcelas.

- **Métodos de campo:** Preparación de la instrumentación principal y auxiliar para la toma de datos. Preparación también de la toma de datos como desplazamiento, horarios, duración, etc.
- **Manejo de los Datos:** Asegurarse de la correcta información y ordenamiento de los datos tomados, adjuntar los metadatos a los datos y preparar la base de datos donde quedan guardados para su análisis y consulta.
- **Personal de Usuario de campo y de análisis de imágenes:** El responsable del grupo tiene que asegurar una adquisición y archivo adecuada de los datos, un control de calidad de los datos. Que se requiere de personal cualificado.
- **Requisitos Operacionales:** Provisión de costes y disponibilidad del personal y de la instrumentación.

La Teledetección Hiperespectral como Estrategia de Muestreo

En el caso de establecer un protocolo de seguimiento mediante imágenes de teledetección, los sistemas de observación de la Tierra son los encargados de la estrategia de muestreo, es decir la instrumentación a bordo de plataforma realiza la medida de la zona de estudio. El resto de los puntos del protocolo se tienen que adaptar a este tipo de medidas específicas. Requiere, de todos modos, de una toma de datos de campo que sirve de entrada al análisis de las imágenes y a la validación de los resultados.

Las técnicas de teledetección de observación de la Tierra realizan un análisis rápido y sinóptico del terreno, suponen una herramienta para seguimiento de extensas zonas [Andrew y Ustin, 2008]. La teledetección ofrece en la actualidad una gran variedad de sistemas de observación, con diferentes sensores y plataformas que permiten un gran abanico de resoluciones espaciales, espectrales y temporales. Abarca una gran serie de posibilidades de seguimiento de variables de vegetación, suelos y agua en ecosistemas terrestres. En la actualidad hay pocas dudas sobre el buen estado de la tecnología proveedora de datos espaciales a usuarios finales. Los sistemas de observación de la tierra han demostrado sobradamente su eficacia en proporcionar datos para un amplio rango de aplicaciones.

Las imágenes de alta resolución espacial desde satélite es una de las fuentes recientes de datos más usuales en el análisis y seguimiento de la biodiversidad [Nagendra y Rocchini, 2010]. Para especies de gran porte y zonas de poca diversidad como bosques templados, estas imágenes de píxeles cercanos a 1 m han obtenido muy buenos resultados. Si las zonas son más heterogéneas como el matorral mediterráneo, o es zona de muy alta diversidad como zonas tropicales, este tipo de imágenes y más todavía las de media resolución como SPOT o Landsat, sus capacidades se quedan cortas. Para estos casos, de altos valores de diversidad y

heterogeneidad, las imágenes hiperespectrales de alta resolución espacial son las capacitadas para estudios y seguimiento de sus formaciones vegetales [Nagendra y Rocchini, 2010].

En el caso de la cartografía de la distribución espacial de especies vegetales, se ha visto en esta tesis que la teledetección hiperespectral es la técnica capacitada para abordarla. La consecución de imágenes hiperespectrales como herramienta para el protocolo de seguimiento, está sujeta al procedimiento metodológico descrito en la parte I de esta tesis, y esquematizado en la Figura 2.

En un primer término, depende de la propia separabilidad entre las firmas espectrales de las especies integrantes del ecosistema. Si las especies no muestran tener una firma espectral representativa no van a poder ser detectadas [Fyfe, 2005]. En este sentido, el porte del dosel con respecto al tamaño de píxel es importante. Un análisis mediante espectro-radiometría determina estas diferencias y la época donde estas diferencias son máximas. En un segundo término, los sistemas de observación están en continuo desarrollo, mejorando sus capacidades espaciales, espectrales, radiométricas y temporales con el objetivo de realizar estudios más detallados sobre la cobertura y estado de las formaciones vegetales. Dentro de las técnicas hiperespectrales se dispone de sistemas desde satélite, aeroportados y de manera más reciente desde aviones no tripulados:

- Los sistemas hiperespectrales espaciales existentes son todavía misiones de prueba y no pueden ser usados de manera operacional para formar parte de un protocolo de seguimiento. Los sistemas presentes y futuros se describen en la introducción, el proyecto SPECTRA de la ESA se quedó en las últimas fases, los sistemas CHRIS de la ESA e Hyperion de la NASA son misiones de prueba, como sistemas futuros Flora de la NASA y EnMap del gobierno Alemán, se lanzaran en el 2015. Todos estos sistemas tiene una resolución espectral muy alta, pero la resolución espacial no supera los 30 m. Este tamaño de píxel puede no ser suficiente en zonas heterogéneas como el matorral de Doñana. Para un futuro, si que se tiene que tener en cuenta estos sistemas, ya que sus imágenes y productos tienen grandes posibilidades de ser de bajo coste.
- La teledetección aeroportada hiperespectral es la fuente de datos más idónea en la actualidad. Las imágenes y productos de teledetección hiperespectral están en continua mejora en cuanto a la rapidez, calidad y estandarización [Strub-Schaepman et al, 2007], tienen una alta resolución espectral y espacial, una alta robustez geométrica y radiométrica, necesaria en la fase de implementación de un protocolo. La disposición de protocolos estandarizados de adquisición, procesamiento y análisis de estas imágenes está resultando muy importante gracias a las iniciativas europeas e internaciones encaminadas a la normalización como EUFAR/HYRESSA. En contra, tiene que son sistemas accesibles sólo mediante centro operadores, y su alto coste. De

todas maneras, las imágenes hiperespectral aeroportada pueden ser sistemas de validación de la capacidad de los otros dos sistemas de menor coste pero menos fiables por el momento.

- Recientemente, se están utilizando cámaras hiperespectrales miniaturizadas a bordo de pequeños aviones no tripulados (UAV por *Unmanned Aerial Vehicles*), que obtienen imágenes hiperespectrales de muy alta resolución espacial (10 cm). Esta técnica puede resultar una opción para desarrollar un sistema de observación en la cartografía de especies. Los sistemas UAV se trata de aeronaves no tripuladas con capacidad de llevar a cabo misiones de forma autónoma. El pilotaje es muy similar al de una aeronave convencional, salvo que el piloto se encuentra en tierra. El piloto dispone de la misma instrumentación y de los mismos sistemas de navegación empleados en aeronaves convencionales. La autonomía de vuelo es cercana las 3 horas y el radio de acción del sistema suele estar limitado a unos 15 o 20 km alrededor del centro de control. En ningún caso se pueden interponer obstáculos entre el centro de control y el UAV, hay que tener en cuenta la orografía del terreno al programar los vuelos. En contra para estos sistemas, es que son todavía sistemas no muy robustos en la corrección geométrica y radiométrica, por lo que el mosaico final necesario requiere de un proceso posterior muy laborioso y no operacional, por el momento, para llegar a ser parte de un sistema de seguimiento de la distribución espacial de especies vegetales.

8.2. Protocolo de Seguimiento del Matorral de la RBD Doñana Mediante THA

El objetivo de un protocolo para el seguimiento a largo plazo de la distribución espacial de las especies vegetales de un ecosistema o espacio natural protegido es proporcionar información periódica en donde se producen los cambios de composición especies. Es la manera de documentar que es lo que está pasando y a que tasa de velocidad están cambiando, frente a factores ambientales y los procesos de ecosistemas, usos del suelo y actividades afectan a la vegetación. Este protocolo es una herramienta para el gestor donde pueda tener una visión del estado y la tendencia del ecosistema, pudiendo disponer de una alarma temprana frente a las perturbaciones.

Los diferentes programas de gestión del Espacio Natural de Doñana requieren de la implementación de protocolos metodológicos para obtener información continua y a largo

plazo sobre la biodiversidad, los procesos naturales, las actividades humanas y el uso público, con el fin de conocer su situación puntual, dinámica, fluctuaciones, perturbaciones y tendencias. Los planes y proyectos de conservación deben estar explícitamente vinculados a documentos normativos que aseguren su viabilidad a largo plazo y la definición de objetivos para al área protegida a las que esos planes y proyectos deben subordinarse. En un espacio natural protegido no debería tener cabida cualquier actuación, sino aquellas acordes con los objetivos de gestión.

El objetivo primordial del Parque Nacional de Doñana [PRUG; PND] es:

La conservación de la integridad de la gea, fauna, flora, agua y atmósfera y en definitiva, del conjunto de los ecosistemas del Parque Nacional, garantizando la continuidad de su funcionamiento natural, el mantenimiento de la biodiversidad y la preservación del paisaje.

En materia de seguimiento el PRUG de Doñana promueve dos líneas:

- *Diseño y puesta a punto de un sistema de seguimiento permanente sobre la evolución de los sistemas naturales.*
- *La instauración de un protocolo para la evaluación permanente de la incidencia de los usos, aprovechamientos y actividades de gestión en la conservación del Parque Nacional”.*

Como criterios de gestión para el seguimiento:

- *La información obtenida en el seguimiento ha de ser eficiente, periódica y constante, planificada sobre amplios períodos de tiempo*
- *Deberán utilizarse métodos estandarizados con objeto de que los resultados sean comparables.*
- *Se tenderá a la adopción de medios automáticos con objeto de maximizar el rendimiento y minimizar los impactos asociados a la toma de muestras. Asimismo, cuando estos medios queden obsoletos o fuera de uso o se detecte que producen un impacto ambiental significativo se eliminarán del medio natural*

La RBD está sujeta a estas mismas premisas y para cumplir estos objetivos se creó el Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales (ESPN) de la EBD-CSIC. Este grupo establece protocolos para la recolección y análisis de observaciones periódicas sobre el medio físico y biológico de la RBD. En abril de 2006, la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (CICYT) del Ministerio de Educación y Ciencia aprobó el reconocimiento como Infraestructura Científica y Tecnológica Singular (ICTS) a la Reserva Científica de Doñana. Las cartografías y datos recolectados georreferenciados tienen la posibilidad de ser publicados en un sistema de información geográfica bajo el servidor cartográfico Mercurio [41].

El matorral es un hábitat importante en Doñana, juega un papel ecológico fundamental como protector de suelo y regulador hídrico [Soriguer et al, 2003]. El programa de seguimiento de Doñana se podría ver alimentado por la cartografía de la distribución espacial de las especies dominantes obtenida mediante vuelos hiperspectrales. Estas cartografías mediante teledetección hiperspectral aeroportada se pueden obtener de forma periódica y estándar mediante el establecimiento de un protocolo.

Las bases de un programa de seguimiento, expuestas en el apartado 8.1.1 son dependientes de un conocimiento previo de la extensión espacial y dinámica temporal de las perturbaciones que están actuando sobre las comunidades de matorral.

8.2.1. Perturbaciones sobre el Matorral de Doñana

La distribución espacial de la vegetación es sensible a diferentes agentes de estrés: especies invasoras, fragmentación, cambio global, polución, régimen de incendios, herbivoría, turismo. El fuego y el pastoreo han influido muy significativamente en la evolución de la vegetación, la acción antrópica es un elemento crítico de perturbación que determina cambios en las especies dominantes y conlleva cambios radicales en la diversidad y cobertura arbórea y arbustiva [Valladares et al, 2004]. Una determinación de la escala espacial y temporal de estos agentes sobre las comunidades, permite una definición de la cobertura de las imágenes, fechas idóneas de vuelo y periodicidad del muestreo.

Los ecosistemas terrestres mediterráneos se caracterizan por su tipo de clima, el papel que juegan los incendios y la antigua, prolongada y acusada intervención humana [Pausas, 1999]. El área de Doñana ha estado ocupada por el hombre desde hace más de 5000 años, está típicamente expuesta a perturbaciones que pueden ser episódicas como las sequías e incendios o crónicas como la sobreexplotación de sus recursos hídricos (acuífero) y pastoreo. El Parque Nacional de Doñana sostiene un nivel de gestión sobre el terreno con actuaciones importantes encaminadas al mantenimiento de su flora y fauna, como son las rozas. Todas estas acciones sobre el matorral van a tener distintos efectos y distinta dinámica que responderá según la capacidad de respuesta de las especies. Ello puede dar un indicador de la dinámica general a la que está sometido el matorral y una extensión espacial y temporal para realizar el seguimiento.

Actividades de Gestión

En la actualidad en la RBD los usos están muy restringidos, el nivel de explotación de los ecosistemas con pastoreo, carboneo, leña es muy bajo. Sí que existen una serie de actividades

encaminadas a la gestión del matorral. Estas actividades de conservación del Parque Nacional van a ser prioritarias, dan preferencia a los ecosistemas y especies de alto valor ecológico. *Las actuaciones de manejo de vegetación de vegetación se diseñaran y ejecutaran de manera que se minimice la movilización de arena a la marisma y produzcan la menor perturbación posible a la flora y la fauna* [PRUG; PND]. Una actividad importante para asegurar la conservación de las comunidades vegetales de los hábitats incluidos en el Anexo I de la Directiva de Hábitats que estén representados en el Parque: *Los tratamientos de rejuvenecimiento de matorral mediante desbroces, roturaciones, quema de parcelas u otros mecanismos compatibles con los objetivos de conservación* [PRUG; PND].

Los desbroces de matorral realizados en el Parque Nacional de Doñana son eficaces para incrementar la abundancia de conejos para El Plan de Manejo del Lince. De este plan se han sacado varias conclusiones sobre estos tratamientos del matorral. Aunque existe una alta variabilidad en los efectos, debida a la situación geográfica y el historial climático del área tratada. Los desbroces realizados en el matorral de Doñana se muestran como una técnica de manejo efectiva para la producción de herbáceas y renuevos del matorral, que pueden ser consumidos por los conejos. En las parcelas experimentales diseñadas para comprobar el efecto de distintas técnicas de manejo del matorral se comprueba que el gradeo posterior al desbroce favorece la producción de hierba con relación al desbroce sin gradeo posterior. El efecto de los tratamientos es efímero y a partir de aproximadamente cuatro años no se aprecian diferencias en la producción de hierba en zonas desbrozadas frente a zonas no tratadas. Por tanto, sería recomendable que aproximadamente con ese intervalo de tiempo se trataran zonas muy próximas para mantener la producción de hierba y la población de conejos en esa zona.

Con respecto al matorral, el incremento de la cobertura en parcelas sometidas a distintos tratamientos es, en conjunto, mayor en parcelas desbrozadas que en las gradeadas. Las medidas de cobertura y de altura del matorral indican que el efecto de los desbroces se mantiene durante un periodo aproximado de 8 años, a partir de los cuales las diferencias entre zonas tratadas y no tratadas es despreciable y se manifiesta fundamentalmente en la estructura de edades del matorral [cita]. Los experimentos de exclusión de ungulados sugieren que los conejos están utilizando para alimentarse las zonas de matorral tratadas. En este sentido, una reducción de la carga ganadera del Parque tendría efectos beneficiosos para los restantes herbívoros (en este caso conejos) que tienen que competir por los recursos disponibles.

En la Figura 8.1 se muestran dos sub-escenas de la imagen INTA-AHS en el año 2005 (Figura 8.1(a)) y en el año 2008 (Figura 8.1(b)), las imágenes están ambas en una combinación de tres bandas denominada “falso color” donde la vegetación más activa está en rojo y la menos activa en colores azulados, la ausencia de vegetación son las zonas blancas de

la imagen. Se observa un aumento de “manchas” blancas en la imagen de 2008 correspondientes a actuaciones de desbroce, y parcelación para proliferación del conejo del Plan de Manejo del Lince.

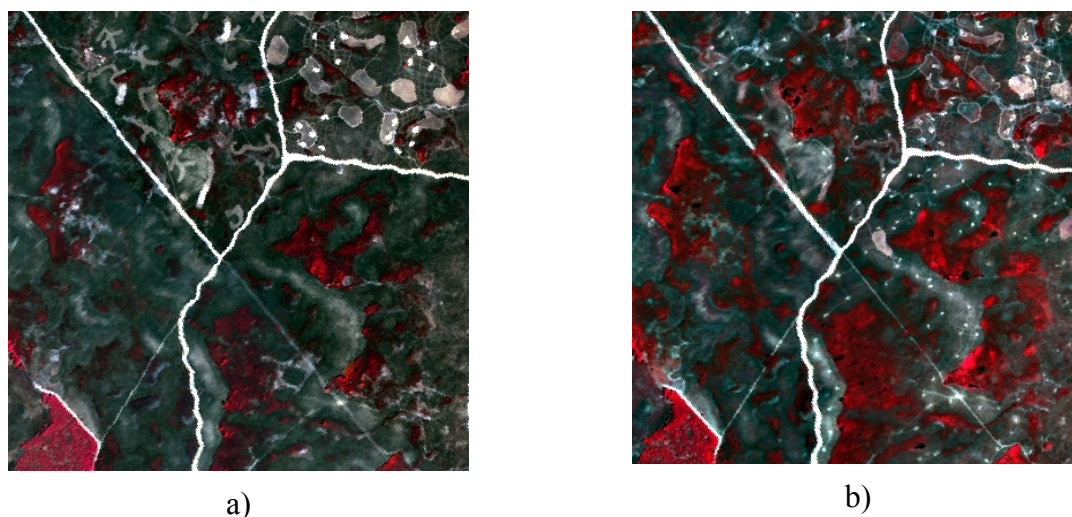


Figura 8.2- Imágenes Hiperespectrales Aeroportadas INTA-AHS sobre las Arenas Estabilizadas de la RBD: a) septiembre 2005; b) abril 2008

Estos tratamientos son necesarios para la mejora y conservación de la fauna y la flora del Parque. La obtención de cartografías con la distribución espacial de las especies de matorral puede ser de ayuda para la localización de los mejores sitios para realizar estas actividades. Las sucesivas cartografías de un plan de seguimiento, proporcionaran una información muy valiosa para ver la evolución de las parcelas de tratamiento.

Eventos de Sequía Prolongada

La intensa intervención humana es un aspecto característico de los ecosistemas mediterráneos [Di Castri, 1981]. La acción antrópica durante los últimos milenios es un elemento crítico de las perturbaciones que determinan cambios en las especies dominantes y conlleva cambios radicales en la diversidad y cobertura.

El desarrollo de las comunidades de matorral de los cotos de Doñana está sujeto a la disponibilidad hídrica. Las arenas tienen muy poca capacidad de retención de agua, y estas especies dependen de la lluvia y el acuífero para disponer de agua. La precipitación anual media está entre 550 y 600 mm/año, pero puede haber una consecución de algunos años muy secos con precipitaciones menores 200 mm/año y provocar eventos sequía prolongada. Por otro lado, los acuíferos han estado en los últimos años condicionados a una extracción

importante y continuada para dar abastecimiento a las terrenos de cultivo y a las zonas urbanísticas que han proliferado [Manzano y Custodio, 2007].

El ciclo hidrológico 2004-05 ha sido el más seco en los últimos 28 años (registro total histórico de la E.M.M del Palacio de Doñana). Un informe de la propia Estación Biológica de Doñana sobre de eventos de mortalidad en la vegetación terrestre. Se concluía que la aparición de zonas donde individuos de las especies de matorral estaban muertos, se debía a las consecuencias de una sequia invernal junto con varios días de heladas.

Los mecanismos que permiten a las plantas resistir y sobrevivir a la imprevisibilidad de las condiciones hídricas, se fundamentan los medios morfológicos y fisiológicos que retrasan el déficit hídrico. Las plantas utilizan tres principales que se combinan entre sí, reducción de la superficie foliar sometido a transpiración, aumento de la profundidad de raíces y actividad estomática, estos se combinan para amortiguar las consecuencias de la variabilidad de los recursos hídricos disponibles. La respuesta de la superficie foliar permite a la planta superar las oscilaciones de baja frecuencia tales como los cambios de las precipitaciones anuales. La respuesta del sistema radicular amortigua las oscilaciones de mediana frecuencia tales como la distribución estacional, por último la actividad estomática permite optimizar el uso diario del agua, al adaptarse a variaciones del clima. Los efectos del cambio climático que provocan sequía pueden provocar cambios en la distribución de especies [Peñuelas et al, 1998].

Las especies de matorral de Doñana utilizan diferentes estrategias para soportar una bajada en la disponibilidad hídrica. Especies esclerófilas como *E. scoparia* utilizan una estrategia tolerante de la sequía. Van a ser conformistas utilizando mecanismos que minimizan los efectos amortiguando y alcanzando un equilibrio con el estrés. Maximizan absorción de agua con sistemas radicales profundos. Las especies semi-esclerofilas van a utilizar una estrategia evitadora. Los potenciales hídricos caen más deprisa y alcanzan valores más negativas en estas especies malacófilas (cistus) con raíces poco profundas. Previenen la entrada de estrés en sus tejidos, o bien minimizan la pérdida de agua (cierre de estomas, descendiendo del contenido hídrico de los tejidos).

En la Figura 8.1 se pueden observar las imágenes del sensor hiperespectral aeroportado INTA-AHS y la cartografía la distribución espacial de tres especies del matorral dominante *Erica scoparia*, *Rosmarinus officinalis*, *Halimium halimifolium* para los años 2008 y 2005. Se compara una sub-escena de la imagen y del mapa en la zona de *Manto Arrasado* cercana a la laguna de Santa Olalla. Se puede ver en las imágenes de detalle y en los mapas de distribución de especies asociados a estas imágenes, como las presencia las tres especies ha disminuido en el años 2008 con respecto al año 2005. Esta disminución se ha podido deber a varias causas como, sequia, rozas incendios, etc.

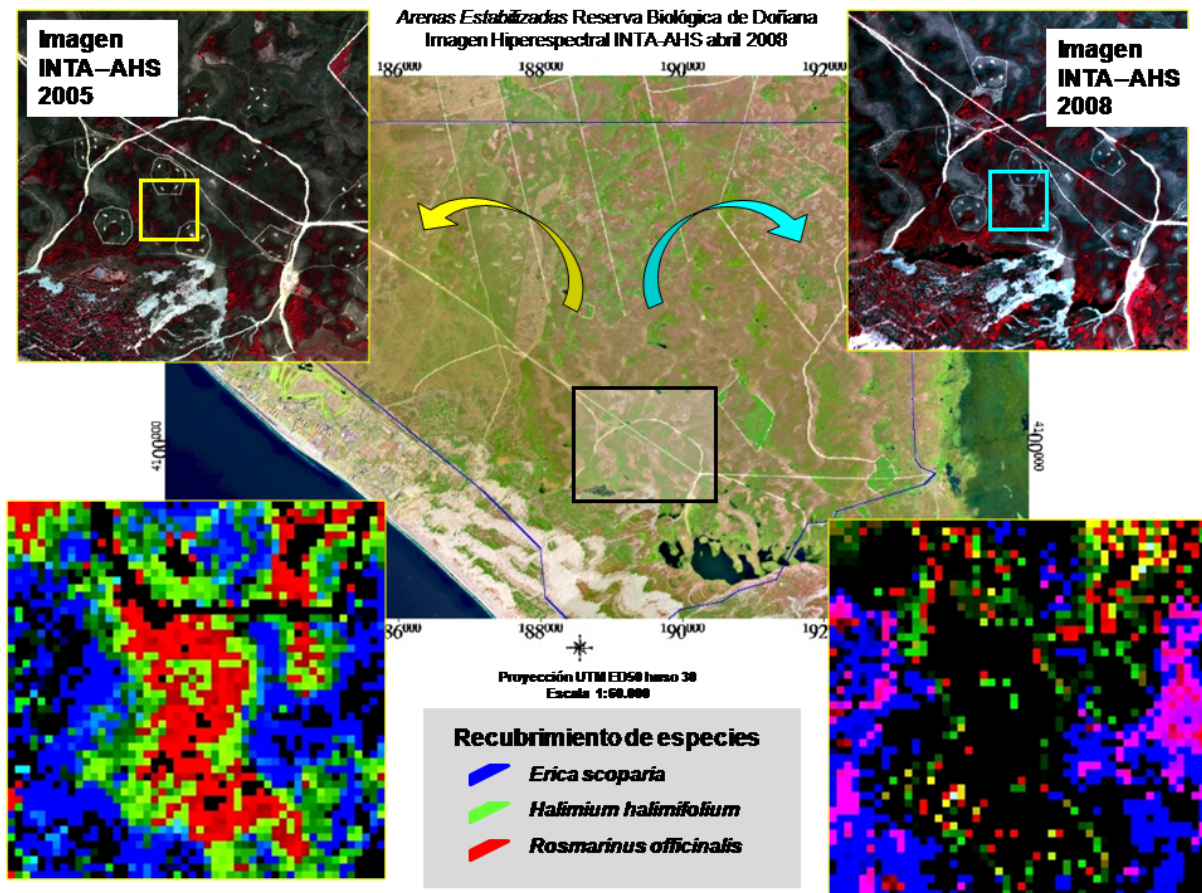


Figura 8.1- Cambios en la distribución de especies de matorral sobre AE de Doñana.

Régimen de Incendios

Los incendios es una importante característica de los ecosistemas mediterráneos y muchas especies han evolucionado para sobrevivir a un régimen periódico de incendios [Naveh, 1979], constituyen un factor de perturbación muy importante en regiones de clima mediterráneo. Las altas temperaturas durante el largo época de verano y la acumulación de combustible contribuyen a la alta frecuencia de fuegos.

En la zona de Doñana, el fuego se ha empleado reiteradamente para favorecer al ganado y caza, y secundariamente para permitir labores agrícolas [Granados Corona et al, 1988]. La quema controlada de matorral era práctica frecuente, con una periodicidad de 25-30 años. Estas prácticas fueron prohibidas en 1805, como las quemas de rozas en los límites del Parque. Durante el periodo de 1805 a 1986 estudiado por Granados Corona, son escasos los incendios de grandes extensiones, registrándose sólo cuatro con afectación de 300 ha o más, y de los cuales dos son posteriores a la creación del Parque en 1969. La mayor parte de los

incendios importantes del Parque se ha superpuesto en un sector pequeño de las actuales zona de la RBD. Sobre el resto las dunas actúan como cortafuegos naturales.

El estudio histórico de los trabajos de Granados Corona sobre procesos históricos de Doñana, tiene cartografiados los incendios más importantes que se han dado en el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de Doñana. La vegetación de Doñana ha sido seleccionada, al sufrir fuegos con periodicidad, y presentan unas adaptaciones para asegurar la supervivencia y permitir una colonización rápida del medio. El efecto del fuego favoreció en primer lugar a las especies pirófitas pasivas (alcornoque y madroño) e hizo desaparecer las especies más sensibles (coscoja, fresno). Al aumentar la periodicidad de los fuegos se vieron favorecidas las pirófitas activas (brezo, *cistus salvifolius*, etc.) que actualmente son mayoritarias, quedando alcornoques y madroños como pie aislados.

Para el matorral pirófito actual, los estudio de García Novo 1977 y Martín Vicente 1982 muestran que el fuego no causaría modificaciones duraderas en la composición del matorral, este recupera rápidamente la estructura y composición florística que presentaba inicialmente.

8.2.2. Propuesta de un Protocolo de Seguimiento del Matorral de Doñana mediante THA

Se propone en este apartado un protocolo para llevar a cabo el seguimiento de la distribución espacial de las especies de matorral pirófito mediante teledetección hiperespectral aeroportada. El protocolo se ha realizado siguiendo dos líneas de actuación; por un lado, se han tenido en cuenta las directrices marcadas para el establecimiento de protocolos de seguimiento de organismos especializados como EUROPARC, NPS: por otro lado, se ha tenido en cuenta el marco metodológico de la parte I de esta tesis y del ejemplo sobre Doñana con el sistema INTA-AHS de la parte II de esta tesis.

Es importante resaltar que este protocolo basado en el uso de las imágenes del sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS y en procedimientos actuales de adquisición y análisis de datos estandarizados, se ha facilitado su actualización al ser metodologías lo más estandarizadas. Es un protocolo adaptable y revisable, se podrá cambiar metodologías e incluso renovar el sistema hiperespectral aeroportado, o ser desde un sistema UAV o satélite, en el caso de consideración.

A continuación se describen los aspectos y puntos del protocolo.

Introducción y objetivos

El matorral pirófito que se desarrolla en el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de Doñana supone un hábitat fundamental para la fauna del Parque. El matorral está sometido a perturbaciones y medidas de gestión que pueden provocar cambios irreversibles en la composición de sus especies más abundantes e importantes. En materia de actividades de gestión el PRUG del PND indica que se establezca un sistema de seguimiento de sus comunidades vegetales, se ve necesario realizar un seguimiento de sus poblaciones para la planificación de estrategias de conservación [Cobo García et al, 2002].

La imagen hiperespectral es la técnica de muestreo que permite obtener un mapa explícito de la presencia y abundancia de las especies dominantes del matorral de Doñana. La realización de vuelos de teledetección hiperespectral aeroportado de manera periódica, apoyada con una serie de datos de la zona de estudio del ecosistema y de las comunidades vegetales campo, van a servir para analizar los cambios en la distribución espacial de estas especies. Esta información y sus análisis permitirán poder estudiar en profundidad la estructura y funcionalidad del ecosistema, identificar las tasas y zonas de cambios de la distribución de especies, los resultados de proyectos de gestión que se están realizando, y profundizar en el conocimiento de los procesos o impactos que actúan en el ecosistemas

Este protocolo estaría englobado dentro del programa de seguimiento ecológico a largo plazo de los ecosistemas de Doñana.

Las metodologías de adquisición de imágenes y datos auxiliares aseguran una observación repetida en el espacio y en el tiempo, que permitan una robustez, repetibilidad, y compatibilidad. Así mismo se incluye las recomendaciones de metadatos sobre todos los datos para hacer más interoperable. Esta basado en el procedimiento descrito en la Parte I que sea repetible que asegure datos robusto.

Zona de Estudio

La RBD es una de las zonas de reserva dentro del Parque Nacional de Doñana. Las zonas de reserva son aquellas áreas que contienen valores naturales de primera magnitud de acuerdo a su rareza, fragilidad, biodiversidad, e interés científico que requieren el máximo grado de protección [PRUG; PND]. La RBD son 6.974 ha dentro de los límites del PND que fueron declaradas en 1964. Incluye representación de los ecosistemas más importantes del PND; marismas, dunas móviles y arenas estabilizadas. Es un espacio natural protegido gestionado por la Estación Biológica de Doñana (EBD) perteneciente al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC).

El ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD es un tapiz de matorral mayoritariamente pirófito que se desarrolla sobre un terreno arenoso levemente ondulado por la herencia de frentes de dunas. Sus manchas de vegetación varían en la densidad con zonas poco densas y abiertas en la zonas más secas y frentes de dunas, pero con otras zonas muy densas y cerradas que son difícilmente accesibles. La topografía de la zona es de una orografía con un máximo de 50 m (sobre el nivel de mar) en la zona de *Las Naves* de dunas más recientes, a solo 2 m (sobre el nivel del mar) en la zona de la Vera.

El matorral de las *Arenas Estabilizadas* de Doñana presenta especies esclerófilas, semi-esclerófilas y leguminosas, principalmente mediterráneas pero también con importante representación atlántica. La composición de especies de matorral existente en la actualidad, se distribuye espacialmente siguiendo la variación en altura del terreno. En las partes más altas donde el nivel freático medio se sitúa a unos 4 m encontramos especies xerofíticas de Cistáceas y Labiadas como *Cistus Libanotis*, *Halimium commutatum* y *Rosmarinus officinalis*, y alguna Leguminosa como *Stauracantus genistoides* para formar el *Monte Blanco*; en las partes más bajas donde el nivel freático no esta nunca por debajo de 1 m, e incluso existen zonas de saturación, encontramos especies higrófilas de Ericáceas como *Erica scoparia*, *Calluna vulgaris* y *Erica ciliaris* para formar el *Monte Negro*, en zonas intermedias o en las pendientes de las dunas se distribuye el *Monte Intermedio* formado fundamentalmente por *Halimium halimifolium* y *Ulex australis*.

Fecha y Periodicidad

Los ecosistemas terrestres mediterráneos tienen tasas de cambio más altas que otra formaciones vegetales. Las actividades de gestión que se realizan sobre el Parque, algunos eventos de sequia prolongada y las extracciones continuadas sobre el acuífero, y algunos incendios actualmente muy eventuales, van a ocasionar tasas de cambios todavía más altas. Por lo tanto, el requisito en la periodicidad de la generación de cartografía es recomendable es cada un mínimo de tres y un máximo de cinco años.

Doñana muestra dos épocas bien marcadas en el régimen de lluvias [García Novo y Marín, 2005], una época seca entre mayo a septiembre y una época húmeda con lluvias de noviembre a abril. El mejor resultado de la cartografía posible se realiza mediante dos vuelos en un mismo año, uno al final de cada época, en el caso de ser un solo vuelo, que es lo mas operacional y menos costoso, el final de la época seca es la preferente para realizar el vuelo de imágenes hiperespectrales. Hacia final de agosto y principios de septiembre las especies tiene una mayor separabilidad espectral entre ellas, todas las especies vegetales acompañantes al matorral están más secos y en general un entorno más parecido y no tan variable en humedad como en época de lluvias.

Organismos Responsables

La realización de cartografías de la distribución espacial de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada, está basada en la coordinación de dos organismos o instituciones. Por un lado, un centro operador de teledetección aeroportada encargado de adquirir y procesar las imágenes hiperespectrales. Por otro lado, un organismo conocedor de la zona de estudio y de las comunidades vegetales encargado de suministrar datos auxiliares para generar y analizar la cartografía. La coordinación entre ambos organismos es fundamental para llevar a cabo la cartografía.

El organismo usuario de las imágenes y generador de la cartografía es el Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la Estación Biológica de Doñana-CSIC, ya que cuenta con un conocimiento exhaustivo de la zona y sus ecosistemas, además este organismo cuenta con personal cualificado en muestreos de campo y análisis de datos de teledetección. Como centro operador de teledetección el Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA) cuenta con los sensores hiperespectrales aeroportados y personal cualificado con experiencia.

Material

El material necesario para realizar la cartografía de especies vegetales está basado en las indicaciones de la Parte II de esta tesis. Consiste en la adquisición, proceso y análisis de datos de imágenes de teledetección, apoyados con datos sobre la zona de estudio y las comunidades vegetales. En la Figura 2 se esquematizan las unidades integrantes para realizar una cartografía de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada:

- **Datos auxiliares de la zona estudio y comunidades vegetales:** El modelo digital de terreno necesario es de 10 m de resolución. Las cartografías de la zona requerida es el Mapa Topográfico Nacional 1:25.000 en formato vectorial. Sobre las comunidades vegetales están disponibles Mapa de Hábitats 1:50.000 y de Vegetación de Doñana de Dirección General de Biodiversidad. Planificación de parcelas de campo para el muestreo de recubrimiento La realización de los muestreos de campo para la obtención de librerías espectrales de las especies de matorral mediante espectroradiómetro de campo y GPS;
- Un **sistema aeroportado hiperespectral:** el sensor hiperespectral aeroportado INTA-AHS tiene la suficiente capacidad para la discriminación de las especies dominantes del matorral de Doñana, como se ha visto en el capítulo 5 de esta tesis.
- **Análisis de Imágenes** se basa en proceso previo que prepara la imagen geométrica y radiométricamente. Este proceso lo realiza el centro operador. El propio análisis de

desmezcla espectral se aplica mediante los algoritmos ALME y MESMA aplicados mediante software comercial de tratamiento de imágenes. Para ello se requiere de una estación de trabajo y licencias del software de ENVI.

Metodología

En la actualidad las imágenes hiperespectrales aeroportadas son la fuente de datos hiperespectrales más extendidas y utilizadas. La metodología necesaria para realizar la cartografía del matorral de Doñana esta descrita en la Parte II de esta tesis, de manera muy básica los puntos importantes son:

- Los vuelos se realizaran con el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS. La planificación de las líneas de vuelo y fechas concretas se realizaran conjuntamente con la EBD siguiendo el formulario de requisitos de usuario del *Anexo III*. La adquisición de las líneas de vuelo que cubra la zona de estudio se estima en una duración de unas dos horas más otras dos horas de desplazamientos al aeropuerto. La Figura 5.4 muestra las líneas de vuelo del sensor INTA-AHS sobre el ecosistemas de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD.
- A partir de las imágenes originales se obtiene un mosaico de reflectancia en el terreno georreferenciada mediante la cadena de proceso INTA-AHS.
- Se recopilan los datos auxiliares de la zona de estudios y de las comunidades vegetales y se transforman al mismo sistema de proyección de las imágenes.
- Se recogen las firmas espectrales de las especies vegetales, se prepara la librería espectral teniendo en cuenta la variabilidad espectral intra-especifica y la similitud inter-especifica. Los censos de, aproximadamente 60 parcelas, puede suponer unas dos semanas de trabajo. La librería espectral se realizará con un espectro-radiometría de campo ASD propiedad de la EBD o del INTA.
- Se recogen los datos de recubrimiento de especies de matorral de las parcelas localizadas.
- Se obtiene la presencia y abundancia de las especies en cada píxel de la imagen mediante al algoritmo de desmezcla espectral.

Coste económico

Los costes de una cartografía de especies vegetales mediante imágenes hiperespectrales aeroportadas se desglosan en:

- Vuelo hiperespectral 15.000 €
- Campañas de campo 10.000 €
- Proceso de Imágenes y de datos de campo 10.000 €

Cada cartografía tiene un coste total de 25.000 €.

RESULTADOS FINALES, DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES

En este apartado se presentan los resultados de mayor relevancia que se han obtenido en el desarrollo de esta tesis. También se presenta una discusión sobre los aspectos más significativos y unas conclusiones generales.

RESULTADOS FINALES

PARTE I: Procedimiento General para la Cartografía de Especies Vegetales mediante Teledetección Hiperespectral Aeroportada

La comunidad científica dispone, en España y Europa, de centros operadores de teledetección hiperespectral aeroportada con más de 20 años de experiencia. Las imágenes y productos de teledetección hiperespectral están en continua mejora en cuanto a la rapidez, calidad y estandarización [Strub-Schaepman et al, 2007]. La disposición de protocolos estandarizados de adquisición, procesamiento y análisis de estas imágenes está resultando muy importante gracias a las iniciativas europeas e internacionales encaminadas a la normalización como EUFAR/HYRESSA [3].

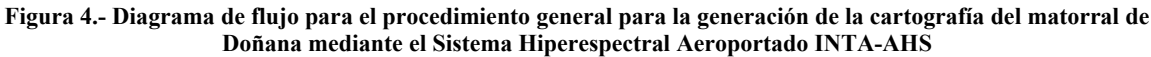
La parte I ha descrito las tres unidades necesarias para realizar una cartografía de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada: la zona de estudio y comunidades vegetales, el sistema hiperespectral, y el análisis de la imagen. El centro operador de teledetección aeroportada juega un papel trascendente en lo relativo al sistema hiperespectral, en la adquisición y proceso de las imágenes. El organismo usuario desempeña las tareas en todo lo relacionado con la obtención y preparación de los datos auxiliares y el análisis de la imagen. La colaboración y el entendimiento entre ambas instituciones es primordial para la consecución de estas cartografías, la disposición de un procedimiento general puede facilitar sobre manera su desarrollo y el alcance de mejores resultados. En la Tabla 2 se recopilan los protocolos y estándares de cada elemento integrante de este procedimiento.

Tabla 2: Procedimiento general para de cartografía de especies vegetales mediante teledetección hiperspectral aeroportada

Unidad	Elemento	Descripción	Entradas	Salidas	Comentario /Responsable
Zona de Estudio y Formaciones Vegetales	Comunidades Vegetales	Recopilación de las características y estado fenológico de las comunidades y sus especies dominantes	- Catálogos - Descripciones - Bibliografía	Documento descriptivo de las especies dominantes	- Organismo Usuario
	Cartografías existentes	-Cartografías de la zona de estudio y comunidades vegetales. -Modelo Digital del Terreno	- Mapas Digitales (formato raster o vectorial) -Metadatos	Base de datos en un sistema de proyección común de todas las cartografía recopiladas	- Transformación de coordenadas - Organismo Usuario
	Muestreos de la Vegetación	-Planificación de un muestreo estratificado -Realización de muestreos de campo	- Documento especies vegetales - Cartografías existentes - Protocolo de muestreo de campo	- Localización de parcelas - Plan de muestreo - Datos de campo - Metadatos	- Estadillo de Campo - Mismo sistema de proyección que cartografía - Organismo Usuario
	Espectro-radiometría de Campo	Adquisición de firmas espectrales de especies vegetales y superficies naturales	- Documento especies vegetales - Cartografías existentes - Localización parcelas de muestreo de campo - Protocolo toma de datos	-Librería espectral de especies vegetales - Firmas espectrales de superficies naturales - Metadatos	- Organismo Usuario -Colaboración del Centro Operador
	Separabilidad espectral de especies vegetales	Estudio de la variabilidad espectral intra-específica y la similitud inter-específica	-Librería espectral de especies vegetales - Métodos de evaluación de separabilidad espectral	- Variabilidad intra-específica - Similitud inter-específica	- Organismo Usuario
Sistema Hiperspectral Aeroportado	Calibración del Sensor	- Calibración radiométrica - Calibración espectral - Calibración geométrica	-Parámetros del sensor -Procedimientos de calibración radiométrica - Procedimientos de calibración espectral -Procedimientos de calibración geométrica	-Coeficientes de calibración -Centros y anchos de cada canal - Ángulos de desalineamiento sensor-plataforma	- Se realiza en las instalaciones del centro operador - Centro Operador
	Requisitos de usuario	Documento que resume todos los aspectos para planificar la campaña de vuelos	- Cartografías existentes - Documento de especies vegetales -Separabilidad espectral de especies vegetales	-Documento de requisitos de usuario	Coordinación entre el centro operador y el Organismo usuario. -La separabilidad espectral informa sobre mejor época para los vuelos
	Planificación de Campaña de Vuelo	Documento que resume las líneas de vuelo, sus trayectorias y horas de pasada.	- Requisitos de Usuario - Características del sensor	- Documento con el programa de vuelos	Centro Operador
	Corrección Atmosférica	Transformación de las imágenes a valores de reflectancia en el terreno	- Imágenes “en bruto” -Coeficientes de calibración -Centros y anchos de cada canal - Parámetros atmosféricos	Imágenes de reflectancia en el terreno	- El Centro Operador realiza el proceso - El Organismo Usuario puede recolectar algunos datos atmosféricos.
	Corrección Geométrica	-Georreferenciación de las imágenes a un sistema de proyección -Mosaicos de las pasadas para la zona de estudio	- Imágenes de reflectancia en el terreno - Calibración geométrica - Datos del sistema Inercial de Navegación - Estación de referencia - Modelo Digital del Terreno	Mosaicos de Imágenes de reflectancia en el terreno georreferenciadas	- El centro operador realiza el proceso
	Capacidad Discriminativa de las especies vegetales	Evaluación de la capacidad discriminativa de las especies vegetales con el poder resolutivo espacial, espectral y radiométrica	- Características espaciales, espectrales y radiométricas del sensor -Librería espectral de especies vegetales	- Error relativo en la diferenciación espectral, espacial y radiométrica entre las especies vegetales	- Es un paso opcional - Organismo Usuario
	Calidad de imágenes	Aplicación de métricas que evalúan el error geométrico y radiométrico de las imágenes	- Mosaicos de Imágenes de reflectancia en el terreno georreferenciadas - Requisitos radiométricos y geométricos de usuario	- Error en reflectancia - Error en posicionamiento	- Tienen que seguir la norma ISO 19138 - El centro operador realiza el proceso

	Generación Metadatos	Fichero adjuntos con información sobre las imágenes y los procesos aplicados	- Mosaicos de Imágenes de reflectancia en el terreno georreferenciadas	- Fichero en lenguaje XML con la norma ISO 19115	Tienen que seguir la norma ISO 19115 Centro operador - El centro operador realiza el proceso
Análisis de Imágenes	Fuentes de Incertidumbre en Desmezcla espectral	Selección de los parámetros de entrada del algoritmo de desmezcla espectral	- Mosaicos de Imágenes de reflectancia en el terreno georreferenciadas - Librería espectral de especies vegetales	- Imágenes de presencia y abundancia de cada especie vegetal - Error por cada configuración	- Organismo Usuario -Es un paso opcional cuando de dispone de varias librerías espectrales
	Proceso Nominal de Desmezcla espectral	Configuración del algoritmo de desmezcla espectral con los parámetros de mínimo error.	- Mosaicos de Imágenes de reflectancia en el terreno georreferenciadas - Librería espectral de especies vegetales	- Imágenes de presencia y abundancia de cada especie vegetal	- Organismo Usuario
	Verificación de la Cartografía	Estimación del error de las cartografías de abundancia frente a datos de campo o cartografías de referencia	- Muestreos de campo - Imágenes de presencia y abundancia de cada especie vegetal	- Error entre el recubrimiento estimado por la imagen y el de los muestreos de campo.	- Organismo Usuario - Tienen que seguir la norma ISO 19138

Las relaciones entre los elementos de este procedimiento y la secuencia de los pasos más cruciales se presentan en el diagrama de flujo de trabajo de la Figura 4. El dictamen sobre las comunidades vegetales presentes y las cartografías de la zona de estudio son las entradas necesarias para realizar el documento de requisitos de usuarios y la planificación de las campañas de campo. El requisito de usuario se cumplimenta por el organismo usuario con el asesoramiento del centro operador. La época para efectuar el vuelo hiperespectral puede ser determinada por la separabilidad espectral entre las especies si la librería espectral ha tenido en cuenta la variedad estacional y fenológica. Las imágenes son procesadas por el centro operador generando mosaico de reflectancia en el terreno georreferenciada. Los datos de campo son adquiridos y procesado por el centro usuario generando una base de datos al mismo sistema de proyección de las imágenes. Los mosaicos son analizados mediante MESMA mediante un software de tratamiento de imágenes y utilizando la librería espectral y datos de campo.



Seguando el procedimiento de la Parte I, el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS se ha empleado para realizar la cartografía de la distribución espacial de las especies dominantes del matorral de la RBD. Las Figuras 6, 7 y 8 muestran las cartografías para el brezo de escobas (*Erica scoparia*), el jaguarzo (*Halimium Halimifolium*), y el romero (*Rosmarinus officinalis*), respectivamente. Estas especies que son las que han obtenido niveles de exactitud representativos. En esta parte de resultados finales no se presentan las cartografías para el tojo (*Ulex australis*) y el tojo morisco (*Staraucanthus genistoides*), al no alcanzar niveles significativos.

Las cartografías se corresponden con las distribuciones estimadas a partir de las imágenes INTA-AHS adquiridas en abril de 2008. Esta fecha es la más reciente de las dos cartografiadas, aunque la imagen de septiembre de 2005 tiene mayor exactitud, al haberse obtenido en época seca, es una información obsoleta para algunas zonas.

Los mapas de las Figuras se representan sobre el canal AHS 15 de la imagen INTA-AHS y con el vector de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD superpuesto. Los valores de abundancia están categorizados para una mejor visualización de estas abundancias a lo largo del ecosistema, la clase más baja de recubrimiento, en marrón, tiene valores menores a un 10%, y la más alta, en amarillo, para los valores a mayores de un 85%.

Arenas Estabilizadas Reserva Biológica de Doñana
Imagen Hiperespectral AHS septiembre de 2008

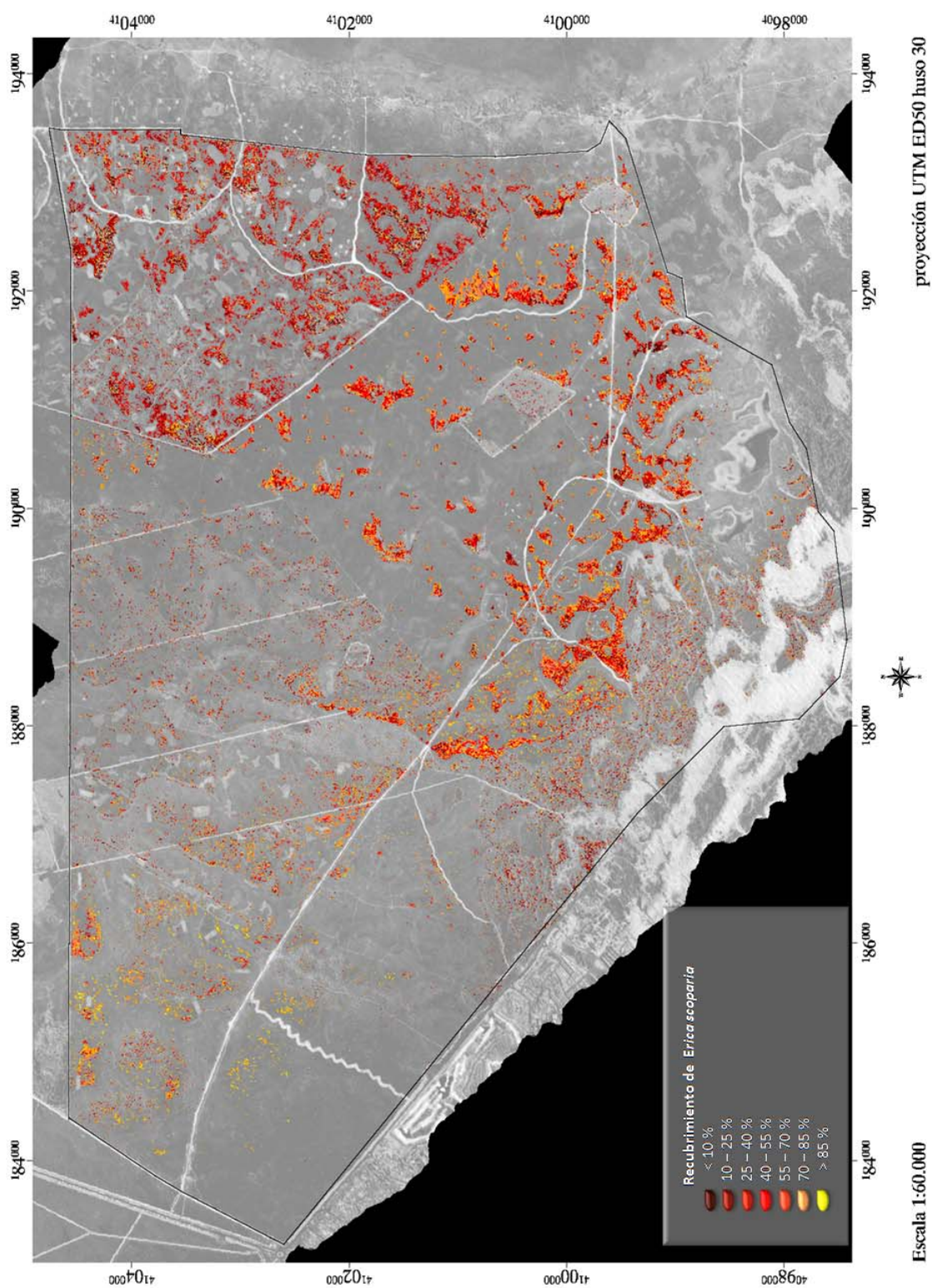


Figura 5.- Cartografía del recubrimiento de *Erica scoparia* en el ecosistema de las Arenas Estabilizadas de la RBD

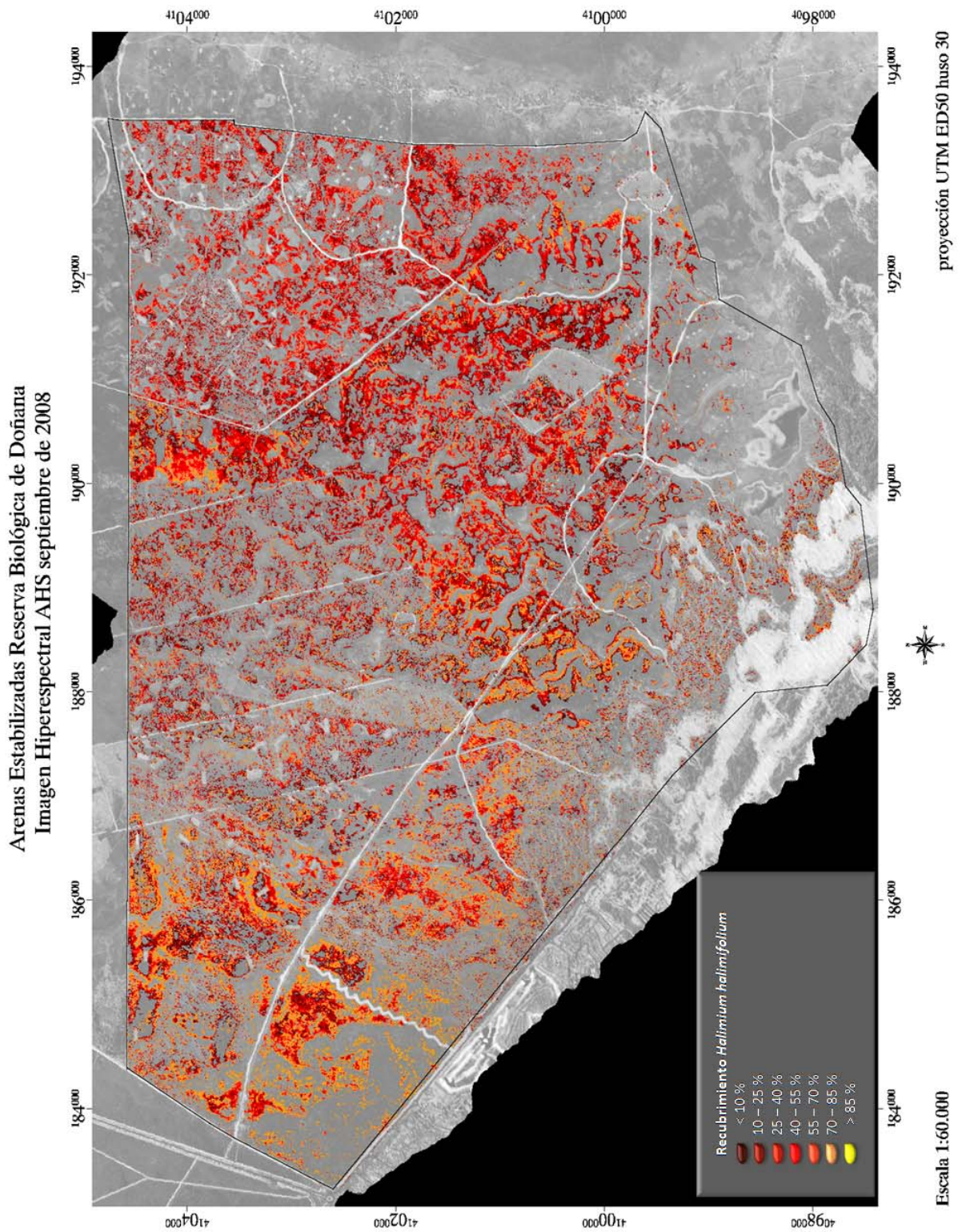


Figura 6.- Cartografía del recubrimiento de *Halimium halimifolium* en el ecosistema de las Arenas Estabilizadas de la RBD

Arenas Estabilizadas Reserva Biológica de Doñana
Imagen Hiperespectral AHS septiembre de 2008

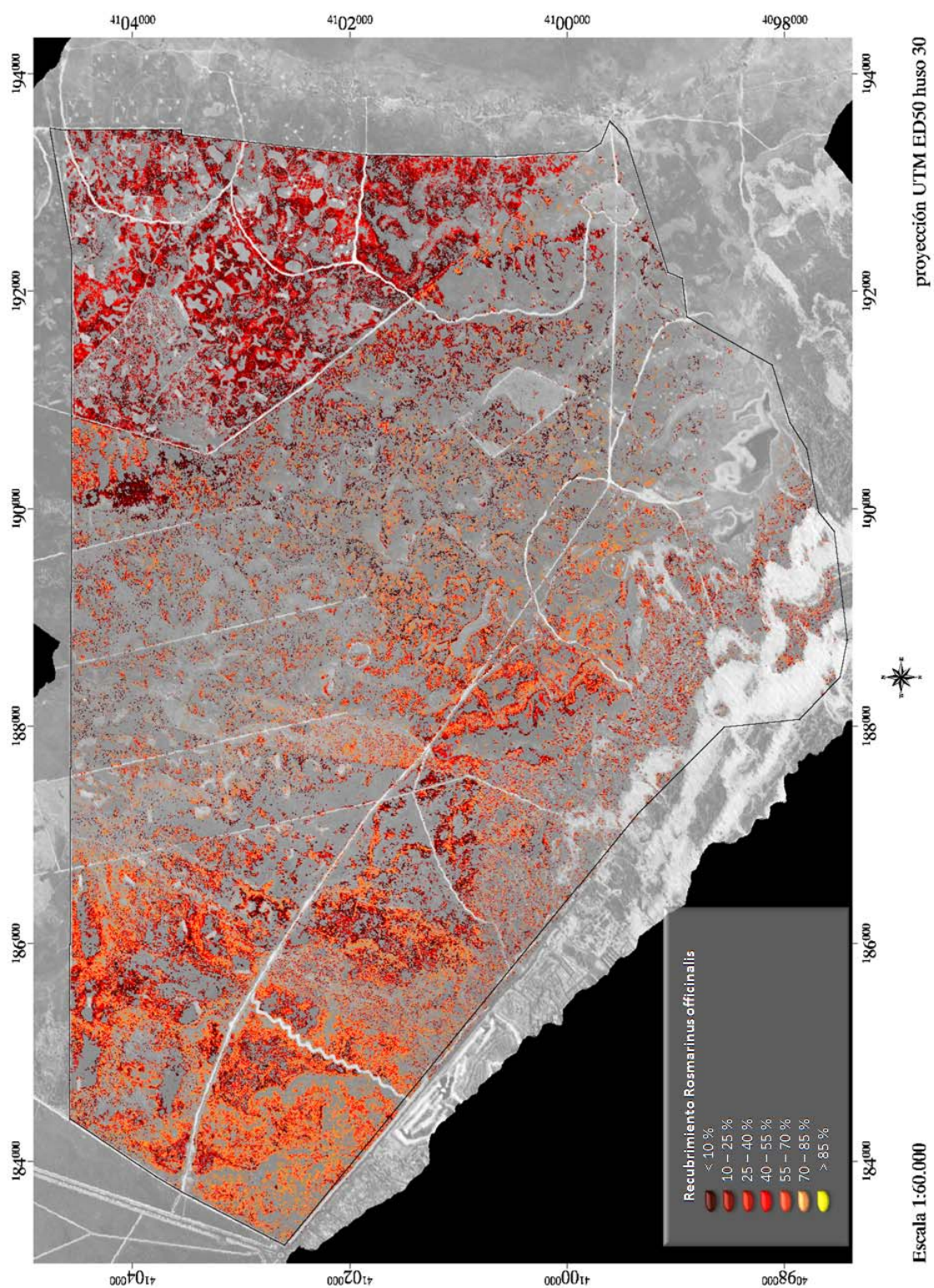


Figura 5.- Cartografía del recubrimiento de *Rosmarinus officinalis* en el ecosistema de las Arenas Estabilizadas de la RBD

PARTE III: Protocolo de Seguimiento del Matorral de Doñana mediante el Sistema INTA-AHS

El área de Doñana ha estado ocupada por el ser humano desde hace más de 5000 años y su uso se ha limitado en los últimos siglos a cotos de caza y a recolección de subsistencia, como el carboneo y pequeños ganados [Granados Corona, 1988]. Después de severas transformaciones y perturbaciones, el matorral se fue expandiendo durante los últimos 500 años [Merino et al, 1990] en detrimento del bosque mediterráneo originario de sabinares (*Juniperus phoenicea subs turbinata*) y alcornocales (*Quercus suber*), existentes en la actualidad aunque de manera escasa. Granados Corona (1988) repasa las causas de esta expansión tanto por causas naturales (sequías prolongadas, elevada presión de herbivoría) como por la acción humana (rozas, quemas, incendios, etc.). A día de hoy, diferentes medidas de gestión sobre el territorio como: las repoblaciones de pino piñonero y eucaliptos, los desbroces llevados a cabo en el Plan del Manejo del Lince y las extracciones masivas del acuífero de Doñana, afectan a dichas formaciones originarias y al matorral actual, y se ve necesario realizar un seguimiento de sus poblaciones para la planificación de estrategias de conservación [Cobo García et al, 2002].

En la parte III se han mostrado las implicaciones en el estudio y seguimiento de la vegetación al disponer de una cartografía de la distribución de especies vegetales. La Tabla 3 presenta el protocolo de seguimiento para la distribución espacial de las especies dominantes del matorral de Doñana. La aplicación de este protocolo va a servir para obtener un mapa de esta distribución periódico que alimente el servidor de seguimiento Mercurio de la EBD y de apoyo a los estudios de los procesos y perturbaciones y la gestión de este hábitat.

Tabla 3: Protocolo de seguimiento del matorral de Doñana mediante el sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS**1) Introducción y Objetivos**

Evaluación de las tendencias de cambio del matorral pirófito de los “cotos” de Doñana. La generación, de manera periódica, de cartografías de la distribución espacial de las especies dominantes del matorral mediante imágenes aeroportadas hiperespectrales, permitirá un seguimiento de la distribución espacial de estas especies. Los procedimientos de adquisición de datos de campo y aeroportados, así como los procedimientos de análisis son robustos, estandarizados, permitiendo robustez en el tiempo y capacidad de actualización

2) Zona de Estudio

La RBD son 6.974 ha dentro de los límites del PND que fueron declaradas en 1964. Incluye representación de los ecosistemas más importantes del PND; marismas, dunas móviles y arenas estabilizadas. Es un espacio natural protegido gestionado por la Estación Biológica de Doñana (EBD) perteneciente al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Las Arenas estabilizadas es un tapiz de matorral mayoritariamente pirofítico que se desarrolla sobre un terreno arenoso levemente ondulado por la herencia de frentes de dunas, con comunidades xerofíticas en las partes altas de las dunas y mas higrófilas en las partes bajas.

3) Fecha y Periodicidad

La gestión y las perturbaciones a las que esta sometido el matorral recomiendan la generación de una cartografía en periodos de entre 3 y 5 años. La fecha prioritaria para los vuelos es en época seca final de agosto principio de septiembre. Se puede considerar también un vuelo en época lluviosa que aumente la capacidad de discriminación de especies.

4) Organismos

Centro de teledetección aeroportada: Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA)
Organismo usuario: Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la Estación Biológica de Doñana (EBD)

5) Medios Necesarios

Vuelo del sensor: Sistema INTA-AHS, estaciones de proceso de imágenes
Datos auxiliares: MDT, Cartografías de Zona de estudio y de matorral
Librerías espectrales (Espectro-radiómetro de campo y GPS)
Parcelas de campo: Vehículos, GPS,

7) Metodología

Procedimiento adquisición, proceso y análisis: Resultado 10.1

8) Coste Económico (Euros/ Año)

Vuelo hiperespectral: Dos pasadas 10.000
Campañas de campo: 5.000
Proceso de Imágenes y de datos de campo: 10.000
TOTAL: 25.000

DISCUSIÓN

La teledetección hiperespectral tiene una gran capacidad para el estudio y seguimiento de las formaciones vegetales y los hábitats naturales. Este trabajo se ha centrado en la aplicación de la teledetección hiperespectral aeroportada en la cartografía de especies y sus implicaciones ecología y la gestión de espacios naturales.

La aproximación que Kerekes et al [2005] diseñaron para la evaluación de las imágenes hiperespectrales en aplicaciones medioambientales, engloba todos los aspectos necesarios para llevar a cabo estas cartografías. En esta tesis, se ha propuesto esta aproximación como base para determinar un procedimiento general. Se han definido los elementos necesarios para cada unidad, y sus procedimientos más estándar.

De entre los sistemas existentes de teledetección hiperespectral, la teledetección aeroportada es la fuente de datos hiperespectrales más importante y con mayor robustez. Los mayores inconvenientes que en principio tiene esta tecnología, como son su elevado coste y menor operatividad, se han visto muy minimizados en estos últimos años. En general los costes están bajando, y la imagen aeroportada es ahora muy exacta, tiene protocolos de adquisición y métodos de proceso cada vez más estandarizados.

Otros sistemas hiperespectrales como imágenes de satélite o la utilización de UAV, sí son sistemas con bajo coste pero aún en desarrollo y no plenamente operacionales. Los UAV cada vez tiene menos impedimentos en abarcar extensa áreas de trabajo, pero si requieren de mejoras en el proceso geométrico y radiométrico de sus imágenes, que aseguren la generación de mosaicos sobre la zona de estudio. Los sistemas de satélite, tienen todavía resoluciones espaciales de media resolución, los sistemas planificados poseen tamaños de píxeles mayores de 30 m, que para zonas heterogéneas o de alta diversidad pueden mostrar limitaciones. En cualquier caso, la teledetección hiperespectral aeroportada supone actualmente la referencia para evaluar el uso de estos futuros sistemas.

La vocación de la teledetección hiperespectral es estimar las especies vegetales directamente de la imagen, pero siempre va a tener una importante dependencia de los datos de campo. Los mejores resultados se obtienen cuando se aplican conjuntamente imagen y datos de verdad terreno, que ayudan al análisis y que validan el sistema. Los datos auxiliares son fundamentales para el proceso de las imágenes, y en especial un MDT de alta resolución espacial y sin artefactos. Esto está cada vez más extendido y facilitado por la IDE. Un dato auxiliar crucial es la librería espectral de las especies de vegetación, suponen la base para los

algoritmos de clasificación, detección aplicados en a las imágenes. De igual modo, las comunidades vegetales tienen que ser bien conocidas antes de afrontar una cartografía de especies, siendo esto práctica habitual en las áreas naturales. En el caso de Doñana, conocimiento de la ecología de las comunidades y las especies dominantes está muy determinado, y esto ha permitido una evaluación del sistema INTA-AHS.

El sistema INTA-AHS es un sensor completamente operativo, en continua mejora y mantenimiento. Es un sensor de tipo “generalista” que registra en todo la región óptica del espectro electromagnético (0.35-13 μm). En el capítulo 5 de esta tesis, se ha determinado su capacidad en la cartografía de especies vegetales. Su cadena de proceso obtiene imágenes con gran exactitud geométrica y radiométrica. Actualmente el INTA ha adquirido el sensor hiperespectral CASI 1500i, que es un sensor tipo *pushbroom* de muy alta resolución espacial y muy específico para estudios en la región del VNIR. Ambos sensores forman un tándem con gran capacidad para la cartografía de especies vegetales.

Las cartografías generadas muestran el valor del recubrimiento de manera espacialmente explícita y continua a lo largo de la zona de estudio. Al ser una información que se adentra en el nivel sub-píxel de la imagen, esta información pasa a ser independiente de la resolución espacial de la imagen de partida, aunque si está condicionada por el detalle espacial de la cartografía de salida. Es decir, en una imagen con tamaño de píxel de 10 m y otra de 6.8 m, como la del INTA-AHS, vamos a tener una información de la cobertura de una determinada especie, pero el detalle espacial de la información será mayor, evidentemente, en la imagen de 5 m. El conocimiento técnico y experiencia requerido para el análisis de desmezcla espectral ALME y MESMA son ya muy asequibles y facilitados, pudiendo llevar a cabo por cualquier usuario con un conocimiento básico en teledetección.

Dentro de las múltiples líneas futuras que quedan por desarrollar en la aplicación de la teledetección hiperespectral aeroportada, la capacidad de detectar especies y diferencias entre ellas varía entre ecosistemas y formaciones vegetales. La vegetación acuática tiene grandes dificultades para poder ser cartografiada a nivel de especie [Underwood et al. 2006]. La aplicación en otras áreas protegidas, sólo tiene los límites que tiene la teledetección aeroportada en zonas de alta montaña o con orografía muy acuciada. Estos límites son cada vez menores, pero deben ser testados, como por ejemplo la capacidad de discriminar especies en laderas de montaña con las diferencias de iluminación. Un gran apoyo y mejora para esta aplicación es el uso conjunto de LIDAR con imágenes hiperespectrales

En concreto para la aplicación del sistema INTA-AHS en el matorral de Doñana, es la cartografía del matorral noble. Son las especies de matorral esclerófilo que convivían con los bosques de ancestrales. En la actualidad tiene una escasa presencia muy reducida en zonas de

difícil acceso. El sistema INTA-AHS ha demostrado capacidad en la discriminación entre especies esclerófilas y semi-esclerófilas.

CONCLUSIONES GENERALES

En esta tesis se ha determinado un procedimiento general para la elaboración de una cartografía de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada. Se han recopilado las metodologías más recientes y los protocolos más interoperables y estándares sobre: la adquisición de datos geográficos de la zona de estudio y comunidades vegetales; la adquisición y proceso de una campaña de vuelo hiperespectral; y el análisis a nivel sub-píxel de imágenes hiperespectrales. Se ha pretendido que sirva de referencia para la aplicación de cualquier sistema hiperespectral aeroportado sobre cualquier formación vegetal. La recopilación facilita el entendimiento necesario entre usuario y el centro operador de teledetección.

Uno de los datos auxiliares más relevantes para dicho procedimiento, es la obtención de una librería espectral de las especies vegetales mediante espectro-radiometría de campo. Permite evaluar el grado de separabilidad espectral entre especies y la época del año de mayor separación. Las firmas espectrales de las especies dominantes del matorral de Doñana muestran diferencias significativas en la magnitud de su respuesta espectral a nivel de comunidad y de tipos de hojas. A nivel de especies las diferencias son también significativas, salvo para el caso de las bajas diferencias encontradas entre las especies de leguminosas. En Doñana las especies dominantes exhiben diferencias espectrales significativas sobre todo en la época seca.

El sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS tiene una resolución espacial, radiométrica, y espectral, con la suficiente capacidad para abordar una cartografía de especies vegetales. Los resultados obtenidos en la cartografía de las especies dominantes del matorral de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD, ha sido significativo para el brezo de escobas (*Erica scoparia*), el jaguarzo (*Halimium halimifolium*), y el romero (*Rosmarinus officinalis*), y no tanto para la diferenciación entre las dos especies de leguminosas el tojo (*Ulex australis*) y el tojo morisco (*Stauracanthus genistoides*). El sistema INTA-AHS posee la capacidad para diferenciar entre especies de las distintas comunidades *Monte Blanco*, *Monte Intermedio* y *Monte Negro*, pero más limitaciones para diferenciar entre especies de una misma comunidad, sobre todo las pertenecientes a *Monte Negro*. También posee la capacidad para diferenciar entre especies de los diferentes tipos de hoja que se encuentra en el matorral de Doñana: especies esclerófilas, semi-esclerófilas y leguminosas.

Se ha mostrado que las cartografías de especies generadas pueden tener considerables beneficios en el estudio de la distribución espacial de las especies de matorral. Los mapas resultantes presentan el modelo de distribución propuesto por anteriores investigadores [Muñoz Reinoso, 2007], pero la información explícita obtenida por la imagen hiperespectral, permite detectar presencias y recubrimientos más graduales de lo esperado. Un ejemplo es la presencia de romero en zonas de la comunidad de *Monte Intermedio* en la zona de *Monte Arrasado*.

Se ha mostrado el potencial de los mapas de distribución a nivel de especie en el estudio de la funcionalidad y los servicios de los ecosistemas. Se ha obtenido un mapa de los tipos funcionales del matorral de Doñana, aplicando los tipos funcionales descritos por Díaz Barradas et al, 1999. Del mismo modo se ha obtenido un mapa de los tipos de regeneración después del fuego, aplicando el carácter fisiológico de cada especie. También se ha obtenido el mapa de eficiencia fotoquímica, relacionado con el servicio de secuestro de carbono por las plantas, aplicando la medidas de parámetros ecofisiológicos de Zunzunegui et al, 2005. Estos mapas están basados únicamente en las especies dominantes, no son los mapas reales, pero si muestran la potencialidad del sistema.

El protocolo de seguimiento propuesto, basado en vuelos hiperespectrales, va a servir para la detección temprana de los cambios potenciales de la comunidades vegetales, y puede ser una herramienta que pueden utilizar los gestores del Parque Nacional de Doñana para desarrollar medidas y planes de gestión.

ANEXOS Y REFERENCIAS

Anexo I: Teoría de la Radiometría

La teledetección se define como: “La ciencia de obtener información acerca de un objeto sin necesidad de estar en contacto directo con él, desarrollando instrumentación especializada (sensores) y plataformas (avión, satélite) para embarcarlos, que permite medir la energía electromagnética reflejada, transmitida o emitida por ese objeto” [Lillesand, 2004]. La base de la teledetección es, por tanto, la energía electromagnética y su medición.

La energía electromagnética varía de forma continuada en la longitud de onda y con ello en propiedades naturales. Este continuo está clasificado en regiones espectrales con propiedades similares. Las regiones del espectro electromagnético utilizadas en observación de la tierra son: la región del “óptico” (1 nm a 1000 μm), medible por lentes, espejos, fibra óptica, y la región de las microondas (1 mm a 1 dm), medibles por antenas. En la Tabla 4 se puede ver las sub-regiones en las que se divide la región del “óptico”.

Tabla 4.- Regiones espectrales del espectro óptico			
Sub-regiones del óptico			Longitud de Onda. Nanómetros (nm) o micrómetros (μm)
Ultravioleta (UV)			1 - 400 nm
Visible (VIS)	Radiación fotosintéticamente activa (PAR por <i>Photosynthetically Active Radiation</i>)	Azul	400 – 525 nm
		Verde	525 – 605 nm
		Amarillo	605 – 655 nm
		Rojo	655 – 725 nm
		Rojo Lejano	725 – 750 nm
Infrarrojo (IR)	Infrarrojo cercano (NIR por <i>Near Infrared</i>)	Infrarrojo cercano de onda corta	750 – 1000 nm
		SWIR 1	1 – 1.8 μm
		SWIR 2	1.8 – 2.5 μm
	Térmico (TIR por <i>Thermal Infrared</i>)	Medio (MIR)	2.5 – 15 μm
		Lejano (FIR)	50 – 1000 μm

La radiometría es la medida de la radiación electromagnética. Los dos conceptos que son fundamentales para el mejor entendimiento de la radiometría son: (1) La Ley de *Plank* que nos dice que cualquier objeto con una temperatura cinética mayor del cero absoluto ($-273\text{ }^{\circ}\text{C}$), emite radiación electromagnética con una intensidad y composición espectral en función de la temperatura, emitiendo energía a longitudes de onda más cortas según aumenta la temperatura; (2) Cualquier objeto que es iluminado, puede interaccionar con el haz energético absorbiendo, transmitiendo, y reflejando la energía, el modo de interacción es dependiente de la naturaleza del objeto y de sus propiedades físicas y químicas.

En el caso concreto de radiometría sobre la superficie terrestre y en las longitudes de onda emitidas por el Sol, llamado "espectro solar", encontramos radiación emitida correspondiente a un cuerpo a una temperatura de 6000 $^{\circ}\text{K}$ entre 0,4 y 2.5 micrómetros. La

parte de radiación absorbida por las superficies terrestres, puede ser posteriormente emitida en longitudes de onda mayores, denominándose “espectro térmico” (3 a 13 μm).

La Figura 8 muestra la radiancia espectral, que es la magnitud de interés para la teledetección en el “espectro óptico”. Se corresponde con la energía saliente del objeto de interés que ha sido reflejada o emitida. La ecuación 1 describe la radiancia espectral, y su definición es el total de energía radiada en una determinada dirección por unidad de unidad de área y por ángulo sólido, sus unidades son $\text{W} / \text{m}^2 \text{sr} \mu$.

$$L_\lambda = \frac{d\Phi}{\cos\theta dA d\omega d\lambda} \quad (\text{Eq. 1})$$

Siendo:

L_λ : Radiancia Espectral
 M_λ : Emitancia espectral sensor
 A : área del píxel
 Θ : ángulo cenital
 Ω : ángulo azimutal
 ω : ángulo sólido
 λ : Longitud de onda

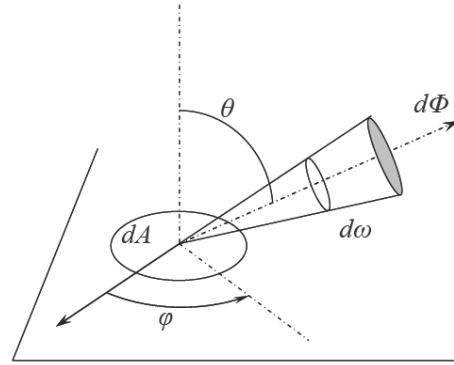


Figura 8: Radiancia espectral

La función bidireccional de distribución de reflectancia (BRDF por *Bidirectional Reflectance Directional Function*) determina las propiedades reflectivas de una superficie en todos los ángulos de salida y ángulos de entrada, se describe en la ecuación 2. La imposibilidad de medir en la práctica la BRDF, hace recurrir a una medida simplificada que describa también la reflectancia angular como es el factor de reflectancia bi-direccional (BRF por *Bidirectional Reflectance Factor*). El factor BRF se mide comparando la radiancia espectral de la superficie frente a la radiancia espectral de un panel de referencia que sea lambertiano y 100 % reflectante. La mayoría de la instrumentación de teledetección mide el factor de reflectancia hemisférica-direccional (HDRF por *hemispherical-directional reflectance factor*). Mide la irradiancia hemisférica de entrada, al tener en cuenta la componente directa y difusa sobre el panel, y la radiancia cónica de salida que observa el sensor [Schaepman-Strub et al, 2005]

$$f(\theta_i, \phi_i; \theta_r, \phi_r) = \frac{dL(\theta_r, \phi_r)}{dE(\theta_i, \phi_i)} \quad (\text{Eq. 2})$$

Siendo:

L_λ : Radiancia Espectral
 M_λ : Emitancia espectral sensor
 A : área del píxel
 Θ : ángulo cenital
 Ω : ángulo azimutal
 ω : ángulo sólido
 λ : Longitud de onda

Anexo II: Características de los Sensores de Teledetección

En la Tabla 5 se resumen los cuatro componentes (espacial, espectral, radiométrico y temporal) y los dos parámetros (resolución y cobertura) con los que se puede caracterizar un sistema de teledetección. La cobertura define el rango de valores de la magnitud bajo estudio que el instrumento puede registrar, en cambio, la resolución se entiende como la habilidad para discriminar información de detalle en las unidades de medida [Chuvieco, 2002].

Tabla 5.-Caracterización de instrumentos de Teledetección

	espacial	espectral	radiométrica	temporal
resolución	MTF, IFOV, GIFOV	FWHM	ND= 2 bits	-
cobertura	FOV	rango espectral	rango dinámico	Revisita

Resolución y Cobertura Espacial

El sensor forma la imagen digital asignando, a cada píxel, la señal que le llega de la parte del terreno observada con un ángulo de abertura denominado campo de visión instantáneo (IFOV por *Instantaneous Field Of View*). La resolución espacial o "tamaño de píxel" es la proyección del IFOV sobre el terreno (GIFOV por *Ground Instantaneous Field Of View*), se describe en la ecuación 3. Como se puede ver en la Figura 9, el IFOV es independiente de la altura y es el GIFOV el que aumenta o disminuye al variar la altura de la plataforma. Se denominan sistemas de alta resolución espacial a los que tienen tamaños de píxeles menores de 10 m, de media resolución los que tienen tamaños de píxeles entre 10 y 100 m, y baja por encima de 100 m. Para los sensores de tipo *Pushbroom*, el tamaño de píxel en la dirección de vuelo es función de la relación entre la velocidad de avance de la plataforma y la velocidad de muestreo del instrumento.

$$GIFOV = 2H * \tan(IFOV / 2) \text{ (Eq. 3)}$$

Siendo:
 GIFOV: Ground Instantaneous Field Of View
 H: altura entre plataforma y terreno
 FOV: ángulo de visión FOV (Field Of View)



Figura 9.- Esquema del FOV, IFOV y GIFOV de un sensor de teledetección

La cobertura espacial es la proyección sobre el terreno del ángulo de visión (FOV por *Field Of View*). Como se puede ver en la Figura 9, el FOV es constante y característico del sensor y es la cobertura del terreno la que cambia con la altura.

El tamaño del píxel no es el único parámetro que determina la resolución espacial del sensor. Es posible detectar objetos más pequeños que el tamaño de píxel, sobre todo si el contraste entre un objeto y el fondo que lo rodea es elevado. En una imagen del sensor *Thematic Mapper* a bordo del Landsat de 30 m de GIFOV, es posible visualizar caminos de 10 metros de ancho. El modo en la que el sensor es más o menos sensible a estas variaciones de contraste, viene determinada por la Función de Transferencia de Modulación (MTF por *Modulation Transfer Function*). Esta función es una medida de la reducción del contraste causada por un sistema óptico.

Resolución y Cobertura Espectral

Dentro de las regiones espectrales utilizadas por los sensores en la observación de la tierra (ver Tabla 4), se registran imágenes en distintas bandas espectrales, también llamados “canales”. Cada canal espectral se caracteriza por una longitud de onda central y un intervalo de registro también llamado “ancho del canal” (FWHM por *Full Width Half Maximum*). La respuesta espectral del canal a lo largo de la longitud de onda se denomina curva espectral. La ecuación 4 describe que la forma de la curva es función de las longitudes de onda donde el canal tiene una mayor señal (valor de 1), y donde es menos sensible (valor de 0). Normalmente esta curva se mide en laboratorio, pero se puede aproximar una respuesta gaussiana en cada canal con el centro y el intervalo determinado. La Figura 10 muestra las curvas de cuatro canales del sensor *Enhanced Thematic Mapper* (ETM+) a bordo de la misión Landsat 7 de la NASA.

La cobertura espectral lo representan la mínima y máxima longitud de onda que cubre el conjunto de las bandas.

$$sb(x, y) = \int_{\lambda_{\min}}^{\lambda_{\max}} Rb(\lambda) E\lambda(x, y) d\lambda$$

(Eq. 4)

Siendo:

Sb: señal medida en la banda b

λ_{\max} y λ_{\min} definen el rango de sensibilidad de la banda.

Rb: respuesta espectral

E: Irradiancia espectral

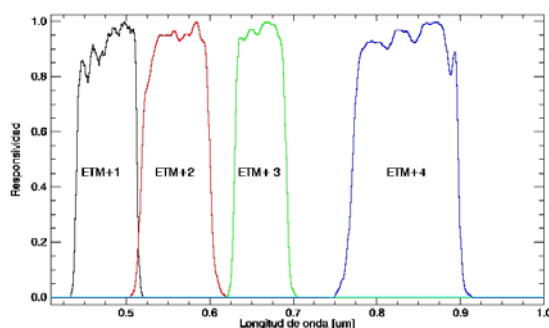


Figura 10.- curvas espectrales sensor Landsat 7

Resolución y Cobertura Radiométrica

La señal analógica que llega al sensor, se codifica en “niveles digitales” mediante un proceso de digitalización. Previo al paso de digitalización, la señal de entrada es amplificada por el sistema electrónico. Para esta amplificación los sensores utilizan un valor de “ganancia” y un “offset”, representados en la ecuación 5.

La cobertura radiométrica, o también denominado rango dinámico, se define como el máximo y mínimo de señal que entra en el proceso de digitalización. Mediante la disposición de la ganancia y el offset, el sensor puede acceder a señales más bajas o más altas, dependiendo del objetivo del instrumento. Típicamente, por debajo del mínimo el instrumento no responde o el ruido domina sobre la señal, y por encima se satura o deja de responder linealmente.

La resolución radiométrica se define como el número de “niveles digitales” en los que se puede codificar la energía incidente. Es equivalente al mínimo incremento en radiancia, reflectancia o temperatura, que el sensor puede detectar. A mayor número de bits 8, 10, 12, 16, se corresponde una mayor precisión en codificar la energía.

$$DN_{pb} = \text{int}[ganancia_b \times e_b(x, y) + offset_b]$$

(Eq. 5)

Siendo:

DNpb: Nivel Digital

Ganancia b:

Eb: señal electrónica de entrada

Offset b:

λ max y min definen el rango de sensibilidad de la banda.

El

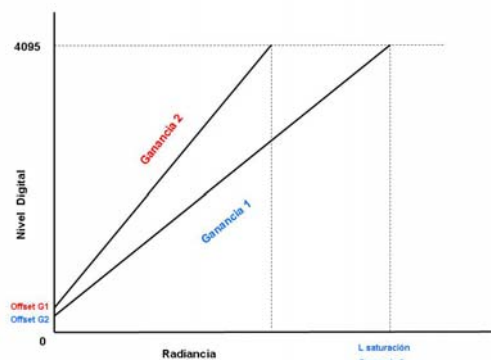


Figura 11.- Esquema de ganancia y offset

Resolución y Cobertura Temporal

La resolución temporal de un sistema de teledetección define la frecuencia con la que el sensor obtiene imágenes de una misma zona geográfica concreta. En los sistemas aeroportados, es una característica muy flexible. En los sistemas espaciales, los tiempos de revisita dependen de las características de la órbita. Los satélites geoestacionarios, ofrecen tiempos de revisitas muy cortos (Meteosat: 30 min.). Los satélites heliosíncronos, en órbitas cuasi-polares presentan resoluciones que varían entre 12 horas (NOAA), 16 días (TM) o 26 días (SPOT).

La cobertura temporal de un sistema de observación es función de su “vida útil”, que difícilmente supera los 5 años.

Anexo III: Requisitos de Usuario para Imágenes Hiperespectrales Aeroportadas

En la Tabla 6 se puede ver el formulario de requisitos de usuario definido por EUFAR/HYRESSA. En este formulario quedan definidas todas las variables y parámetros que el usuario puede indicar para que el centro operador pueda planificar las líneas de los vuelos. En la Tabla 6, se indican en negro los grupos en los que se dividen estos requisitos, en azul se indican las variables y parámetros a cumplimentar.

Tabla 6.- Requisitos para planificación de campañas hiperespectrales aeroportadas [EUFAR/HYRESSA]						
User identification	P.I. Individual name:	Instrumentation	Instrument identification	Name:		
	Organisation name:			Provider (owner):		
	P.I. Position:			Priority:		
	Contact info	Phone number:	Sampling schema	Required spatial resolution	Units:	
		Fax number:			Value:	
		Address:		Temporal extent – time	Start hour:	
		E-mail:			End hour:	
		Web page:			Re-visit:	
	Abstract:	Priority:				
	Purpose of the work	Scientific issue		Temporal extent – time	Start date:	
			End date:			
Funding source:			Re-visit:			
Application (Topic Category):			Priority:			
Area of interest	Geographic location	Country:	Flight track orientation	Azimuth:		
		Province/Region:		Hot-spot risk:		
		Local name:		Sun-glitter risk:		
	Geographic extent	Reference system information:	Weather constraints	Max. cloud cover:		
		Bounding box:		Min. visibility permitted:		
				Other weather constraints:		
			Processing	Requested product (attribute):		
	Max. ground altitude:	Attribute description:		Description:		
	Reference ground altitude:	Requested Accuracy:				
Min. ground altitude:	Georeferenceable:	Exterior orientation data:				
Coordination Flight / PI team	Flight line requirements:	Geolocation requirements	Georeferenced:	IGM:		
	Coordination requirements:		Requested Position:	measure identification:		
			measure description:			
	DEM:		value:			
	field spectra:		Projection name:			
	others:		Ellipsoid:			
			Datum:			
		Other details:				

Anexo IV: Estadillo de Muestreo de Recubrimiento

En la Tabla 7 se muestra el estadillo utilizado para la toma de datos de recubrimiento de especies de matorral de las *Arenas Estabilizadas* de Doñana.

Tabla 7.- Estadillo de campaña de campo.

Estadillo de Campo: Recubrimiento de matorral
CAMPAÑA AHS DOÑANA

Control de Ficha				Parámetros ambientales			
ID parcela		GPS x		Azi solar	TempAire	foto panor	
ID habitar		GPS y		Zenit solar	Hum Aire	foto detalle	
Fecha		GPS z			TempSuel		
hora					HumSuel		

[illegible][illegible]

Anexo V: Espectro-radiómetro de Campo ASD FieldSpec-3



Figura 12.- Componentes Espectro-radiómetro de campo ASD FieldSpec-3 en el Laboratorio del INTA

El ASD FieldSpec-3 [Analytical Spectral Devices, Boulder, CO] es un espectro-radiómetro de campo compacto, portátil y de alta precisión. En la actualidad, supone la instrumentación de referencia en espectro-radiometría de campo. Como se puede ver en la Figura 12, se divide en varios componentes: caja de espectrómetros, fibra óptica de 1m de longitud, ordenador de control con conexión inalámbrica y un blanco de referencia de Spectralon® [Labsphere, Inc].

El ASD FieldSpec-3 registra, mediante la fibra óptica, la radiancia espectral entre 350 y 2500 nm. Esta radiancia se direcciona directamente a los tres espectrómetros separados VNIR, SWIR1, y SWIR2, para que la pérdida de señal sea menor. El VNIR es una rejilla holográfica cóncava que dispersa la luz a un fotodiodo de silicio de 512 elementos en línea. El FWHM es de 3nm. En el caso de los detectores SWIR1 y SWIR2, son fotodiodos de Arseniuro de Galio indo (InGaEs) enfriados termo-eléctricamente. La adquisición en este caso es secuencial con una rejilla giratoria y un solo detector para mantener una buena señal ruido [Curtiss and Gotees, 1994], En esta región espectral el FWHM es de 10 nm. Cada detector convierte los fotones en un voltaje y digitalizado con 16 bits. La fibra óptica tiene un FOV de 25°, con la posibilidad de adaptar lentes que minimizan en este FOV a 8° y 1°.

Proceso firmas espectrales

La preparación de las firmas espectrales consiste en obtener la reflectancia espectral representativa que caracterice la superficie o material observado. La serie de firmas adquiridas sobre la superficie muestreada, son procesadas para obtener la reflectancia representativa. En el momento de la adquisición el ASD FieldSpec-3 registra un fichero binario con la radiancia del objeto y del panel de referencia, con la división entre ambas radiancias se calcula la reflectancia. Este formato es específico, que se puede ver utilizando el *software* comercial

ViewSpecPro creado por la propia ASD. Este *software* es gratuito y se descarga de su propia página, permite la transformación a formato compatible, y analizar los espectros. Este análisis también se puede realizar mediante el *software* ENVI.

En la Figura 13(a) se puede ver un ejemplo con el conjunto de reflectancias espectrales adquiridas sobre el dosel de una planta de *Cistus Libanotis*. En la Figura 13(b) se puede ver la reflectancia media con la desviación típica añadida y restada. Esta firma espectral representativa se ha obtenido eliminando firmas erróneas, estimado la firma media y la desviación estándar. El fichero de salida se almacena en formato estándar de librería ENVI con las zonas de alta interferencia atmosférica eliminadas [Bojinski et al, 2003]. En la gráfica de la Figura 13(b), estas zonas están enmascaradas.

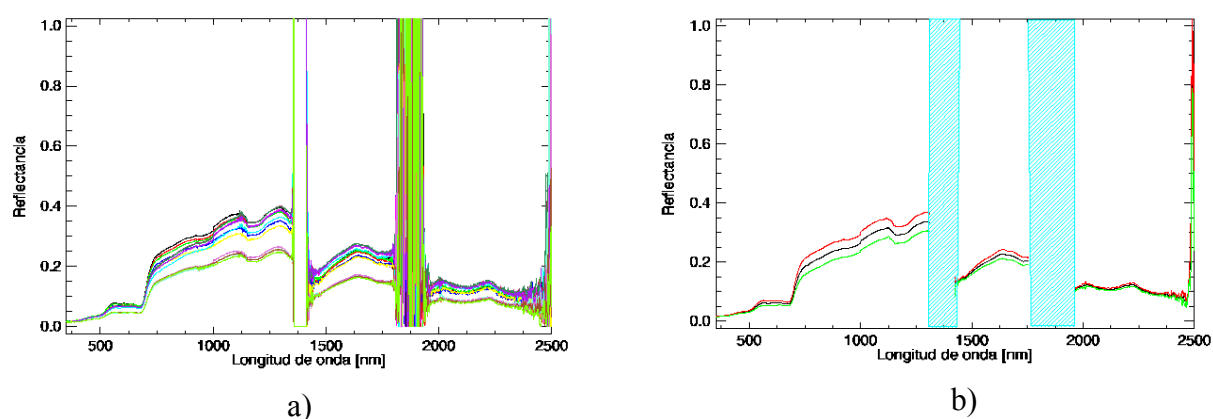


Figura 13.- Ejemplo de proceso de firmas espectrales *Cistus Libanotis*

Anexo VI: Sistema Hiperespectral Aeroportado INTA-AHS

Sensor Hiperespectral Aeroportado AHS

El sensor hiperespectral aeroportado AHS (por *Airborne Hyperspectral Scanner*) construido por Imaging Group ArgonST (antes *Daedalus*), es un espectrómetro de imagen aeroportado tipo "whiskbroom line-scanner" que registra la energía electromagnética en 80 bandas desde el visible al infrarrojo térmico. Su diseño está basado en el antiguo *Multispectral Infrared and Visible Imaging Spectrometer* (MIVIS) y *MODIS Airborne Simulator* (MAS).

El AHS es un sensor pasivo óptico-electrónico diseñado para registrar la energía de la superficie terrestre desde una plataforma aérea. En la Figura 14 se pueden ver sus dos partes importantes, la cabeza sensora y la unidad de control. También en la Figura 17 se describen algunas características del AHS, siguiendo la definición clásica de sensores, visita en el Anexo II.



Figura 14: Características del Sensor Hiperespectral Aeroportado AHS

Adquisición de imágenes	whisk-broom linescanning
Cobertura espectral	VNIR+SWIR+MWIR+LWIR (80 bandas)
FOV / IFOV	1.571 rad (90°)/2.5 mrad
Velocidades de barrido	12.5,18.75,25,31.25,25,35 rps 750 píxeles por línea (16% solapamiento lateral)
Resolución espacial	2.5 a 6.8 m @ 72 ms-1
Cobertura lateral	2000 m a 5500 m
Digitalización	12 bits

Modelo espacial

El sensor AHS forma la imagen hiperespectral adquiriendo líneas de terreno perpendiculares a la dirección del avance del avión mediante el giro del espejo. La cobertura de terreno de dicha línea varía con la altura de vuelo, al variar la proyección de los 90° del FOV del AHS. Cada línea es muestreada en 750 píxeles con un IFOV de 2.5 mrad, del mismo modo, al variar la altura varía el GIFOV ajustando la velocidad de giro del espejo. En la Tabla 8 se puede observar las distintas configuraciones espaciales dependiendo de la altura de la plataforma, en cuanto a velocidad de giro del espejo, resolución espacial y cobertura espacial.

Tabla 8.- Resoluciones espaciales del sensor AHS según configuración de vuelo				
Giro del espejo (rps)	Altura sobre terreno(m)	Altura sobre terreno (pies)	Tamaño de píxel o GIFOV (m)	Cobertura lateral (m)
6.25	5491	18010	13.73	10982
12.5	2745	9005	6.86	5491
18.7	1835	6020	4.59	3670
25	1373	4503	3.43	2745
31.2	1100	3608	2.75	2200
35	981	3216	2.45	1961

Modelo Espectral

El sensor AHS, como cualquier espectrómetro de imagen, obtiene para cada píxel de la imagen una información de alta resolución espectral. La radiación que llega al sensor es dirigida mediante diversos espejos a los detectores, en el recorrido esta radiación es separada espectralmente mediante espejos dicróicos, y rejillas. Cubre todo el rango óptico del espectro electromagnético (0,42 a 13 micras), sus 80 canales registran solo dentro de las ventanas atmosféricas. Dependiendo de la longitud de onda que van a recibir, los diferentes detectores se componen de diversos materiales: para la señal del VNIR son de Silicio, en el SWIR de Antimoniuro de Indio (InSb) y MIR / TIR de Mercurio Cadmio Teluro (HgCdTe).

El número y características de los canales determinan el modelo espectral del sensor. Cada canal tiene una curva de responsividad espectral, que típicamente es de forma gaussiana, y está caracterizado por su centro espectral de máxima respuesta y un FWHM. En la Figura 15 están representadas las curvas espectrales de los 21 canales del VNIR, con un FWHM de 30 nm, y los 43 canales del SWIR2, con un FWHM de 16 nm. No se representan las curvas del TIR al no haberse utilizado en esta tesis.

Las curvas de la Figura 18 están representadas frente a la transmisividad atmosférica. Algunos de los canales están situados en zonas de absorción atmosférica para permitir estimar el efecto atmosférico presente en la imagen y poder corregirlo. El canal AHS-18, por ejemplo, tiene su centro en los 940 nm, que es una banda de fuerte absorción de vapor de agua.

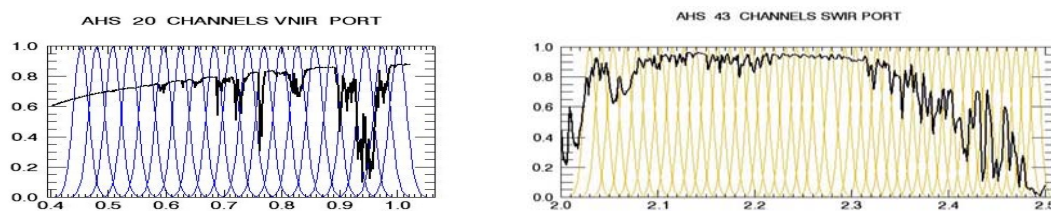


Figura 15.- Curvas de responsividad espectral del AHS

Modelo radiométrico

La radiancia recibida por el sensor llega al detector es amplificada y digitalizada previo a su llegada al detector. Para la amplificación el AHS dispone de una selección de ganancias: 0.5, 1, 2, 4, 6, 8, 10, ajustables para cada región espectral indistintamente. Posteriormente la señal es convertida a señal eléctrica y digitalizada mediante un proceso de cuantificación en “niveles digitales”. La digitalización es de 12 bits codificando los valores de 0 a 4095.

Plataforma Aérea. CASA 212

El Área de Teledetección del INTA ha adaptado la aeronave bimotor de cota alta no presurizada CASA 212-200, llamada “Paternina”, para la instalación de sus sensores de teledetección aeroportada. La aeronave es propiedad del INTA pero esta mantenida y pilotada por el Centro Cartográfico del Ejército del Aire CECAF, está incluida en el consorcio europeo EUFAR. En la Figura 16 se puede ver el CASA 212-200 en pleno vuelo de adquisición de imágenes de teledetección, también se pueden ver las características principales de la aeronave de teledetección del INTA. Tiene dos aberturas en el suelo del avión de 500 mm de diámetro, con una plataforma giroestabilizada que la hacen una plataforma plenamente operativa para realizar campañas de teledetección.



- Avión turbohélice de ala alta
- Velocidad de crucero: 140 Kt (260 km/h)
- Autonomía máxima: 6 horas
- Techo operativo 25.000 ft (7.600 m)
- Volumen de cabina 22 m³
- Operación simultánea de dos sensores de Teledetección para observación nadiral o cuasi-nadiral

Figura 16.- Características de la plataforma de teledetección del INTA CASA 212 –200

Sistema Inercial Applanix POS AV

Durante las campañas aeroportadas hiperespectrales se obtiene de manera continuada medidas del posicionamiento y de la actitud de la plataforma mediante el módulo inercial GPS/INS Applanix POS AV 410. El módulo GPS/INS se acopla al sensor formando dos sistemas paralelos que están sincronizados vía pulso mecánico que emite el AHS en cada giro del espejo. La Tabla 8 muestra las exactitudes que caracterizan al Applanix POS AV 410.

Tabla 9.- Applanix POS AV 410 exactitud absoluta (sacado de las especificaciones)				
Magnitud	posicionamiento	Velocidad	Alaveo & Cabeceo	Rumbo
post-processed exactitude absoluta	0.05-0.3 m	0.005 m/s	0.008 deg	0.015 deg

La referencia entre el sensor hiperespectral y el modulo inercial GPS/INS tiene que ser perfectamente conocida en cada instalación del sensor en la avión. Se realizan periódicamente campañas de calibración geométrica “Boresight”. En estas campañas se localizan dianas de referencia con su posición conocida con muy alta exactitud mediante GPS, estas dianas se localizan en las imágenes con ellos se calculan los ángulos y distancias entre los dos sistemas.

Anexo VII: Proceso de Imágenes INTA-AHS

La cadena de proceso INTA-AHS forman una serie de calibraciones, correcciones geométricas, y correcciones radiométricas, aplicadas a todas las imágenes de una campaña de vuelo. De salida se generan imágenes de reflectancia en el terreno georreferenciadas.

Calibración

La calibración establece la relación entre el nivel digitalizado por el sensor y la radiancia espectral incidente. La calibración del sensor hiperspectral INTA-AHS se realiza periódicamente en las instalaciones de INTA, los procedimientos seguidos son estandarizados donde se estima la respuesta radiométrica, espectral y espacial del sensor:

- Para estimar la **respuesta espacial**, el sensor se sitúa en un banco de calibración que dispone de un colimador que emite un haz de luz pancromática de anchura seleccionable e igual tamaño que el IFOV teórico. Se comprueba si el sensor realmente está observando con el IFOV diseñado.
- Para la **respuesta espectral** el banco de calibración tiene un monocromador que mediante rejillas de difracción produce un haz de luz muy estrecha espectralmente y de longitud de onda conocida. Este haz pasa por un colimador y es enviado a los detectores. Los detectores de cada canal son sometidos a esta luz monocromática, se mide su respuesta a lo largo de la longitud de onda y con una precisión de 0.2nm.
- Para la **respuesta radiométrica** (en el caso de los canales reflectivos AHS-1 a AHS-63) se generan unos coeficientes de calibración utilizando la esfera integradora USS 4000 [Labsphere]. La esfera (Figura 17) tiene 1 m de diámetro y una abertura de 20 cm, está recubierta por un material altamente reflectante, llamado Spectralon [Labsphere] y es iluminada por hasta 10 lámparas de emisión conocida. El foco de luz saliente es plano, se proyecta hacia el sensor que graba una imagen. A partir de la imagen y mediante la ecuación 6, se comparan la referencia de la esfera con los “niveles digitales” registrados y obtener unos coeficientes de calibración.



Figura 17.- Sensor INTA-AHS sobre esfera integradora. Laboratorio de Teledetección del INTA.

La calibración radiométrica de los canales reflectivos del sensor AHS se realiza mediante:

$$Ls(i,j,k) = \text{scale}(k) * (ND0(i,j,k) - ND_{bb}(i,k)) / \text{gain}(k) \quad (\text{Eq. 6})$$

Donde:

$Ls(i,j,k)$ es la radiancia en el pixel "i,j" del canal "k", en $\mu\text{W}/(\text{cm}^2 \text{ sr nm})$
 $\text{scale}(k)$ es el factor de conversión para el canal "k", calculado a partir de calibraciones en tierra

$ND0(i,j,k)$ es el valor digital en la imagen original para el pixel "i,j" en el canal "k",

$ND_{bb}(i,k)$ es el nivel digital promedio de los cuerpos negros para la fila "i" en el canal "k",

$\text{gain}(k)$ es la ganancia utilizada en la adquisición de la imagen del canal "k"

Corrección Atmosférica INTA-AHS

La corrección atmosférica nominal de las imágenes INTA-AHS se realiza mediante la aplicación ATCOR4 [Richter y Schläpfer, 2002]. ATCOR4 es la versión para imágenes aeroportadas hiperespectrales de la familia de programas de corrección atmosférica ATCOR [<http://www.rese.ch/atcor/>]. ATCOR4 está basado en el código de transferencia radiativa MODTRAN-4 [Berk et al, 2000]. Un primer paso de su funcionamiento es interpolar las funciones que describen el efecto atmosférico a las características espaciales y espectrales del sensor INTA-AHS. En la corrección de la imagen, se estima el efecto atmosférico para cada píxel de la imagen en función de:

- Geometría del sol (ángulo zenital y azimutal).
- Geometría de observación, teniendo en cuenta la elevación del terreno mediante el modelo digital del terreno.
- Los componentes variables de la atmósfera (vapor de agua, tipo de aerosoles y visibilidad) quedan resumidos en los parámetros: radiancia atmosférica, transmitancia, flujo solar directo y difuso.

Las propiedades ópticas de los constituyentes de la atmósfera se conocen con certeza mediante la dispersión molecular de *Rayleigh* y *Lorenz-Mie* [Liou, 2000]. La contribución de los gases permanentes como oxígeno y nitrógeno, es estimada. Otros gases que si pueden cambiar aunque a muy largo plazo como ozono y dióxido de carbono, son asumidos por ATCOR4 con sus concentraciones más características 380 ppm y 330 DU respectivamente.

Los tres parámetros atmosféricos más variables en el espacio y tiempo son: el tipo de aerosoles, la visibilidad o espesor óptico y el vapor de agua:

- Los **aerosoles** son partículas en suspensión de tamaños, propiedades y origen muy diverso. Su posible efecto sobre las imágenes se ha agrupado en cuatro modelos básicos según su origen: Rural, Marítimo, Urbano y Desértico. La selección de uno u otro viene determinado por la localización de la escena, cerca de área marítima o de ciudad.
- La **visibilidad** es la distancia máxima a la que se puede reconocer un objeto con un cielo despejado, está relacionado con el coeficiente de extinción (km^{-1}) a 550nm [Richter et al, 2002]. ATCOR4 puede calcular la visibilidad utilizando una firma espectral de alguna superficie presente en la imagen. Otro método que tiene es utilizar directamente la cantidad de dispersión en longitudes de onda del azul 350 nm sobre zonas de baja reflectividad como vegetación densa.
- El **vapor de agua** se puede estimar directamente de la imagen si el sensor dispone de canales en las zonas de absorción atmosférica (940 nm, 1300 nm, etc.). Se aplican métodos de absorción diferencial basados en cocientes entre bandas dentro y fuera de estas zonas de absorción [Schläpfer, 1998]. Se calculan la profundidad de la banda de absorción que es proporcional a la transmisividad atmosférica.

El *software* ATCOR4 incluye la posibilidad de corregir el efecto de la adyacencia presente en la imagen. Calcula, píxel a píxel de la imagen, la reflectancia de una que rodea al píxel (normalmente entre unos 300m, pero puede ser hasta 1km). Esta eliminada de la reflectancia del píxel observado, la señal introducida por parte de esta parte del terreno, y teniendo en cuenta la atmosfera y la posición solar.

La imagen de salida en reflectancia en el terreno se asocia a un fichero de texto donde se describen las opciones y parámetros utilizados para la corrección atmosférica. La Tabla 10 muestra un ejemplo de este fichero para la imagen INTA-AHS correspondiente a la pasada 12 del 2008.

Tabla 10.- Fichero de ejecución de ATCOR4 sobre una imagen hiperespectral INTA-AHS

```
#####
# *** ATCOR-4f (flat terrain) (Version 4.3.0, 2008) ***
# Input image = AHS_080429_HYDRA_P12AD_L10120_PTAT.bsq
# Output image = AHS_080429_HYDRA_P12AD_L10120_PTAT_atm.bsq
# Size of Input Image = 750 x 9804 x 73 (columns x lines x bands)
# -----
# Start of ATCOR4-F calculation: Wed Oct 1 09:58:33 2008
# Running water vapor retrieval ...
# Start of band processing: Wed Oct 1 09:59:17 2008
#####
# Spectral band processing finished: Wed Oct 1 10:03:59 2008
# Processing time = 6 min. 42 sec
# Relative processing time per major module (%)
# -----
# Masking/Segmentation (cloud, haze, reference pixels) : 1.2
# Visibility iterations : 0.8
# Water vapor map : 8.7
# Scene processing (band loop) : 89.3
# -----
# Total : 100.0
# Processing options :
# Variable Visibility (aerosol optical thickness) ..... No
# Variable Water Vapor ..... Yes
# Haze Removal ..... No
# Shadow Removal (Clouds/Buildings) ..... No
# Value Added Products ..... No
# Load Visibility Index Map ..... No
# Aerosol Type ..... Desert
I01 Scene acquisition date (dd/mm/year) : 29/04/2008
I01 Solar zenith angle [degree] = 32.7
I01 Solar azimuth angle [degree] = 125.7
I01 Atmosphere : h02758_wv10_dese
I01 Aerosol type : Desert
I01 Constant scene visibility
I01 Input visibility [km] = 55.0
I01 Final visibility [km] = 55.0
I01 Haze removal : no
I02 Atmosphere = h02758_wv10_dese.atmi
# Sensor = ahs_0804_labtel
# Pixel size [m] = 6.80
# Atmosphere = h02758_wv10_dese.atmi
# Atmosphere (thermal) = h02758_wv10.temi
#
# Calibration file = AHS_neutro.cal
# Thermal band = 68
# Thermal band cal : k0 = 0.00000 a = 0.00983267 b = -0.000702837
# Surface temperature T = k0 + { 1 / ( a + b*ln(Lbb) ) }
# Temperature range (.bbfit file) = 270-330K
# Adjusted NEM : Tmax region = 8.353 - 12.501 (micron)
# max emissivity (water) = 0.9900
# max emissivity (green vegetation) = 0.9800
# max emissivity (dry veget., soil) = 0.9750
# max emissivity (sand, asphalt) = 0.9650
# Surface temperature calculation: with above emissivities
# Measurement channel(s) used for water vapor retrieval
# Channel = 18 at 0.9512 [micrometer]
# Reference=window channel(s) for water vapor retrieval
# Ch: 16, 20 at 0.8925, 1.0089 [micrometer]
# Scene-average water vapor column (land pixels) [cm] = 0.84
# Data acquisition (day/month/year) = 29/04/08
# Flight altitude [km asl] = 2.758
# Average ground elevation [km] = 0.010
# Flight heading [degree] = 150.0
# Solar zenith angle [degree] = 32.7
# Solar azimuth angle [degree] = 125.7
# Average Visibility [km] = 55.0
# Average aerosol optical thickness 550nm = 0.153
# Range of adjacency effect [km] = 0.200
# Number of adjacency zones = 1
# Output = AHS_080429_HYDRA_P12AD_L10120_PTAT_atm.bsq
```

Corrección Geométrica INTA-AHS

La corrección geométrica de las imágenes INTA-AHS se realiza mediante la aplicación de geocodificación paramétrica PARGE [Schläpfer y Richter, 2002]. PARGE reconstruye la geometría de escaneo de cada píxel de la imagen utilizando la posición y actitud del avión, y el modelo digital del terreno. Para cada línea de la imagen, requiere de una medida de la posición (x/y/z) del avión mediante GPS, y de los ángulos de actitud (alaveo o “roll”, cabeceo o “pitch” y giñada o “yaw”) mediante INS. En la Figura 18 se muestra las variaciones de estos ángulos registradas durante el vuelo de la pasada INTA-AHS P04AD adquirida en 2005.

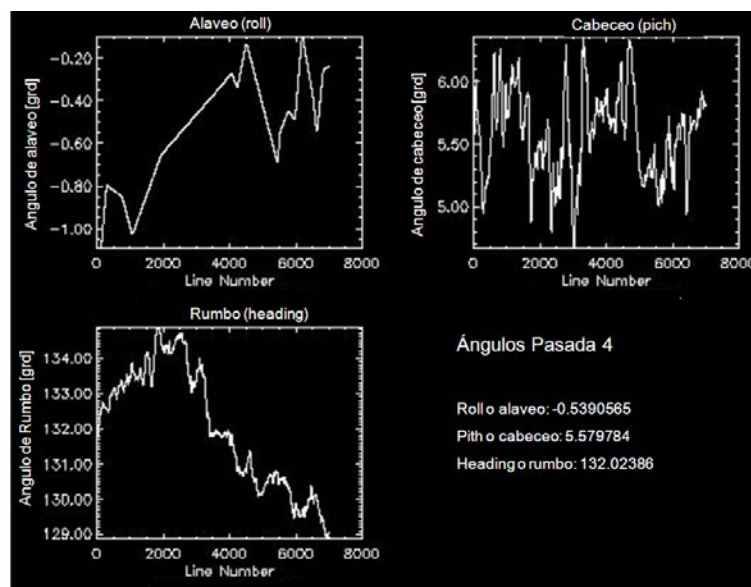


Figura 18.- Variaciones de los ángulos de aptitud de la plataforma (alaveo, cabeceo y giñada) registrados por el INS durante la adquisición de la pasada P04AD del sensor INTA-AHS.

Para el cálculo de la posición exacta en el terreno de cada píxel de la imagen, PARGE requiere:

- Indicación de la **geometría del sensor**. Para un sensor *wiskhbroom* como el AHS viene determina por el FOV e IFOV
- **Sincronización** entre las líneas adquiridas por el sensor y las medidas del INS. Tiene que ser lo más exacta posible, indicando la frecuencia de escaneo, comienzo de imagen y final de imagen final todo saliven. En el AHS la sincronización se realiza mediante un pulso enviado en el registro de cada línea de imagen.
- Indicación del **des-alineamiento** existente entre los ángulos del INS y el sensor, estimada en las campañas de *boresigth*.

PARGE es *software* en modo ventanas que facilita la importación de la imagen y la entrada de datos auxiliares.

Como se puede ver en la Figura 21 y se ha podido ver en la Figura 1.3, los cambios de ángulos y aceleraciones del avión durante la adquisición de la imagen, hacen que partes del terreno queden sobre-muestreadas y otras se sub-muestreadas. Las partes no registradas suponen huecos libres en la imágenes georreferenciadas, siendo más importante este efecto a medida que la topografía es más acuciada. En la fase de orto-rectificación, PARGE obtiene una malla “mapa” de salida sobre el área determinada por el MDT donde se indica la correcta posición y los huecos, es en la fase de remuestreo donde se rellena estos huecos mediante algoritmos de interpolación como: vecino más próximo, lineal, cúbico.

Anexo VIII: Metadatos

Las normas ISO 19115: 2005 e ISO 19115_2: 2009 establecen las indicaciones para documentar los metadatos de datos geográficos digitales. Esta normativa determina varias entidades de metadatos, de éstas las más básicas son:

- Metadatos (MD_Metadata): entidad que engloba al resto.
- Representación espacial (MD_SpatialRepresentation): entidad que incluye información sobre la representación espacial de los datos.
- Información del Sistema (MD_ReferenceSystem): incluye información sobre los sistemas de referencia espacial de los datos.
- Extensiones (MD_MetadataExtension): incluye para definir, acorde a la norma, aquellos metadatos que se crean o amplían en una extensión.
- Identificación (MD_IdentificationInfo): Esta es la entidad más importante ya que incluye la mayor parte de la información sobre los datos.
- Calidad (MD_DataQualityinfo): describe la calidad de los datos en relación con el propósito para el que fueron creados.

Se presentan a continuación, algunos ejemplos de los metadatos sobre la diversidad de datos que ha requerido la cartografía de especies de vegetación. En el caso de seguir normas ISO contendrán la entidades señaladas, sino siguen entidades libres.

Metadatos de Cartografía de la zona de Estudio

La Tabla 11 muestra los metadatos correspondientes al Mapa Topográfico de Andalucía, publicados por IDE de Andalucía.

Tabla 11.- Fichero de Metadatos del Mapa Topográfico de Andalucía

Información de datos

Título: Mapa Topográfico de Andalucía 1:10.000 vectorial (MTA10v_2001): Hoja 1017

Fecha: 2004-01-01. **Tipo de fecha:** Creación

Identificador: MTA10v_2001_1017

Parte responsable mencionada:

Nombre individual: Servicio de Producción Cartográfica

Nombre de la organización: Instituto de Cartografía de Andalucía, Consejería de Vivienda y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía

Nombre del cargo: Creador

Información de contacto:

Teléfono: 0034955057600

Fax: 0034955057603

Dirección:

Punto de entrega: C/ San Gregorio,nº 7

Ciudad: Sevilla

Área administrativa: Sevilla

Código postal: 41004

País: España

Dirección electrónica: cartografia@juntadeandalucia.es

Información de la representación espacial

Tipo de representación espacial: Vector

Resolución espacial: 10000

Idioma: Español

Conjunto de caracteres: utf8

Categorías de temas: Mapas básicos e imágenes.

Extensión:

Descripción: Puntos extremos del territorio andaluz

Rectángulo envolvente geográfico:

Límite de longitud Oeste: -6.85321

Límite de longitud Este: -6.51985

Límite de latitud Sur: 37.00193

Límite de latitud Norte: 37.16861

Información del Sistema (MD_ReferenceSystem)

Identificador del sistema de referencia: EPSG:23030 - ED50 / UTM zone 30N

Identificación (MD_IdentifierInfo)

Ámbito: Serie

Linaje:

Declaración: El Mapa Topográfico de Andalucía 1:10.000 se obtiene por restitución fotogramétrica de vuelos pancromáticos a escalas entre 1:20.000 y 1:30.000. Comenzado en 1987, ha conocido tres actualizaciones en 1992, 1996 y 2000. Se presenta en papel dividido en 2.745 hojas en formato DIN-A1. Las tres versiones han sido escaneadas a partir de los originales en color con una resolución de 300 dpi. Estos ficheros han sido georreferenciados tomando 8 puntos de control y los de la última versión han sido sectorizados con geometría de puntos, líneas y polígonos, conectados topológicamente en redes y asociados a una base de datos con atributos de tipo, nombre, estado y características, con versión final en formato de ArcInfo. Actualmente están realizadas las capitales provinciales y las provincias completas de Jaén, Granada y Almería.

Descripción de la fuente: Mapa Topográfico de Andalucía 1:10.000 raster que, a su vez, procede de la restitución fotogramétrica de un vuelo a escala 1:20.000. Información sobre las hojas: Fecha del vuelo:2000-05-01, Escala del vuelo:10000

Paso de proceso:

Descripción: 1. Definición de un modelo de datos, cuyo objetivo es registrar la geometría de los elementos topográficos siguiendo una codificación única. Se divide en once temas: vías de comunicación, hidrología superficial, edificaciones, infraestructura hidráulica, infraestructura energética, infraestructura de comunicaciones, relieve, división administrativa, vegetación, división por hojas topográficas y toponimia. Cada tema abarca una serie de coberturas más específicas hasta llegar a completar toda la información inherente al MTA 1:10.000.

Procesador:

Nombre individual: Servicio de Producción Cartográfica

Nombre de la organización: Instituto de Cartografía de Andalucía, Consejería de Vivienda y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía

Nombre del cargo: Creador

Calidad (MD_DataQualityinfo)

Nombre de la medida: Error Medio Cuadrático en posición horizontal

Descripción de la medida: 3 metros

Descripción del método de evaluación: Contraste entre las coordenadas teóricas y las obtenidas en el mapa para cuatro cruces en cada hoja

Resultado de la conformidad:

Especificación:

Título: Pliego de Prescripciones Técnicas del MTA 1:10.000

Fecha: 1900-01-01 **Tipo de fecha:** Creación

Explicación: Cumple las especificaciones técnicas

Aprobación: Verdadero

Metadatos de Imagen Hiperespectral INTA-AHS

La Tabla 12 muestra los metadatos correspondientes una imagen del sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS, publicados por el Área de Teledetección del INTA.

Para poder llevar a cabo la metodología de generación de ficheros XML, en el Área de Teledetección ha desarrollado una aplicación identificada como IME - "ISO Metadata Editor" [Amaro, 2005] que cubriera las fases fundamentales. A partir de la plantilla de datos globales, se procede a generar los ficheros con formato XML específicos:

- Definición y modificación de perfiles.
- Creación de extensiones.
- Edición de metadatos.
- Generación de ficheros XML (según esquema: ISO/PDTS 19139-Draft-2004/06/30)
- Creación y lectura de una Plantilla de Texto para facilitar la conexión con otros programas.

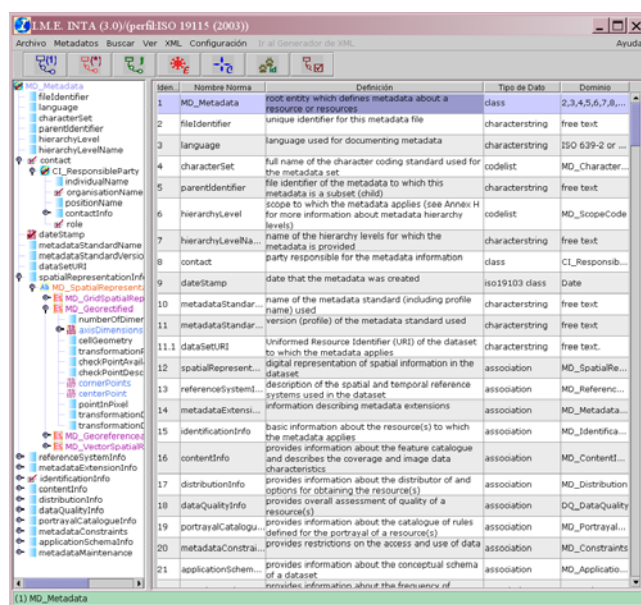


Figura 19. Pantalla Principal software IME Área de Teledetección (INTA)

Tabla 12.- Fichero de Metadatos Sistema Hiperspectral Aeroportada INTA-AHS

Metadatos (MD_Metadata)

```

<?xml version="1.0" encoding="UTF-8" ?>
- <MD_Metadata xmlns="http://www.isotc211.org/2005/gmd" xmlns:gco="http://www.isotc211.org/2005/gco" xmlns:gts="http://www.isotc211.org/2005/gts"
  xmlns:gss="http://www.isotc211.org/2005/gss" xmlns:gsr="http://www.isotc211.org/2005/gsr" xmlns:xsi="http://www.w3.org/2001/XMLSchema-instance"
  xmlns:xlink="http://www.w3.org/1999/xlink" xmlns:gml="http://www.opengis.net/gml">
- <fileIdentifier>
  <gco:CharacterString>MD_AHS_080429_P04AD_L10020_PT12.xml</gco:CharacterString>
</fileIdentifier>
- <language>
  <gco:CharacterString>eng</gco:CharacterString>
</language>
- <characterSet>
  <MD_CharacterSetCode codeList="http://www.tc211.org/ISO19139/resources/codeList.xml#MD_CharacterSetCode"
    codeListValue="8859part1">8859part1</MD_CharacterSetCode>
</characterSet>
- <contact>
- <CI_ResponsibleParty>
  - <individualName>
    <gco:CharacterString>Eduardo de Miguel</gco:CharacterString>
  </individualName>
  - <organisationName>
    <gco:CharacterString>INTA Remote Sensing Laboratory</gco:CharacterString>
  </organisationName>
  - <positionName>
    <gco:CharacterString>Responsible of image processing</gco:CharacterString>

```

Representación espacial (MD_SpatialRepresentation)

```

- <spatialRepresentationInfo>
- <MD_GridSpatialRepresentation>
  - <numberOfDimensions>
    <gco:Integer>2</gco:Integer>
  </numberOfDimensions>
  - <axisDimensionProperties>
  - <MD_Dimension>
    - <dimensionName>
      <MD_DimensionNameTypeCode codeList="http://www.tc211.org/ISO19139/resources/codeList.xml#MD_DimensionNameTypeCode"
        codeListValue="row">row</MD_DimensionNameTypeCode>
    </dimensionName>
    - <dimensionSize>
      <gco:Integer>9804</gco:Integer>
    </dimensionSize>
  </MD_Dimension>
  </axisDimensionProperties>
- <axisDimensionProperties>
- <MD_Dimension>
  - <dimensionName>
    <MD_DimensionNameTypeCode codeList="http://www.tc211.org/ISO19139/resources/codeList.xml#MD_DimensionNameTypeCode"
      codeListValue="column">column</MD_DimensionNameTypeCode>
    </dimensionName>
    - <dimensionSize>
      <gco:Integer>750</gco:Integer>
    </dimensionSize>
  </MD_Dimension>
  </axisDimensionProperties>
- <cellGeometry>
  <MD_CellGeometryCode codeList="http://www.tc211.org/ISO19139/resources/codeList.xml#MD_CellGeometryCode"
    codeListValue="area">area</MD_CellGeometryCode>
</cellGeometry>

```

Extensiones (MD_MetadataExtension)

```

- <acquisitionInformation>
- <IT_AcquisitionInformation>
- <platformId>
  - <IT_PlatformIdentification>
    - <platformName>
      <gco:CharacterString>C212 SERIE 200 (SN: 270)</gco:CharacterString>
    </platformName>
    - <platformDescription>
      <gco:CharacterString>NON PRESSURIZED CABIN, TWIN ENGINE AIRCRAFT</gco:CharacterString>
    </platformDescription>
  </IT_PlatformIdentification>
</platformId>
- <instrumentId>
- <IT_ScanLinearArray>
  - <instrumentName>
    <gco:CharacterString>AA5001 AIRBORNE HYPER SPECTRAL SCANNER (AHS)</gco:CharacterString>
  </instrumentName>
  - <instrumentDescription>
    <gco:CharacterString>Line scanner, 80 channels (VIS-NIR-SWIR-TIR), FOV 90 degrees, IFOV 2.5 mrad, sampling angle 2.1 mrad, variable scan
      speed (from 12.5 to 35 scans per second), Manufactured by ArgonST (USA).</gco:CharacterString>
  </instrumentDescription>
  - <collectorType>
    <gco:CharacterString>SCAN LINEAR ARRAY</gco:CharacterString>
  </collectorType>
  - <fov>
    <gco:Real>90</gco:Real>
  </fov>
  - <ifov>
    <gco:Real>2.5</gco:Real>
  </ifov>
  - <samplingAngle>
    <gco:Real>2.1</gco:Real>
  </samplingAngle>

```

Identificación (MD_IdentificationInfo)

```

- <MD_DataIdentification>
- <citation>
- <CI_Citation>
- <title>
  <gco:CharacterString>AHS_080429_HYDRA_P12AD_L10020_PT12.raw</gco:CharacterString>
</title>
- <alternateTitle>
  <gco:CharacterString>AHS hyperspectral image</gco:CharacterString>
</alternateTitle>
- <date>
- <CI_Date>
- <date>
  <gco:Date>2008-06-20</gco:Date>
</date>
- <dateType>
  <CI_DateTypeCode codeList="http://www.tc211.org/ISO19139/resources/codeList.xml#CI_DateTypeCode"
    codeListValue="creation">creation</CI_DateTypeCode>
</dateType>
</CI_Date>
</date>
- <presentationForm>
  <CI_PresentationFormCode codeList="http://www.tc211.org/ISO19139/resources/codeList.xml#CI_PresentationFormCode"
    codeListValue="imageDigital">imageDigital</CI_PresentationFormCode>
</presentationForm>
</CI_Citation>
</citation>
- <abstract>
  <gco:CharacterString>AHS imagery corresponding to the airborne optical surveys carried out in 2008 for HYDRA project</gco:CharacterString>
</abstract>
- <purpose>
  <gco:CharacterString>The main objective is the mapping of the invasive aquatic fern Azolla filiculoides over the marshlands of Doña Ana National
  Park</gco:CharacterString>
</purpose>
- <credit>
  <gco:CharacterString>INTA Remote Sensing Laboratory (Spain)</gco:CharacterString>

```

Calidad (MD_DataQualityinfo)

```

- <DQ_QuantitativeAttributeAccuracy>
- <nameOfMeasure>
  <gco:CharacterString>NEDL</gco:CharacterString>
</nameOfMeasure>
- <measureDescription>
  <gco:CharacterString>Noise Equivalent Delta Radiance in nW/(cm2 sr nm)</gco:CharacterString>
</measureDescription>
- <result>
- <DQ_QuantitativeResult>
- <valueUnit>
  - <gml:UnitDefinition gml:id="id22">
    <gml:identifier codeSpace="">unknown</gml:identifier>
    <gml:name>dimensionless</gml:name>
  </gml:UnitDefinition>
</valueUnit>
- <value>
  <gco:Record type="">6.915 5.36 4.747 4.24 6.902 6.743 7.832 9.759 6.692 8.496 7.106 7.359 5.821 6.35 6.404 7.214 5.227 5.749 6.371
  8.296 5.64 7.885 6.428 5.816 5.651 6.199 5.331 5.283 5.181 4.985 4.793 4.907 4.983 5.114 5.043 5.496 4.859 4.895 4.995 5.126
  5.223 5.68 5.123 6.178 4.922 5.112 4.889 5.082 5.444 5.301 5.456 6.329 5.609 5.732 6.196 6.238 6.72 6.939 7.936 3106 2784 2876
  2833</gco:Record>
</value>
</DQ_QuantitativeResult>
</result>
</DQ_QuantitativeAttributeAccuracy>

```

Metadatos Firma Espectral de Espectro-radiometría de Campo

La Tabla 13 muestra los metadatos correspondientes una firma espectral adquirida con el espectro-radiómetro de campo ASD FieldSpec-3. En este caso no sigue la normativa ISO.

Tabla 113- Fichero de metadatos de Firma espectral de Espectro-radiometría de Campo		
	Variable	Valor
Muestra	ID_Material	Hh_IAF
	Descripción Material	Firma espectral de <i>Halimium halimifolium</i> con distintos individuos de LAI
Localización	Sistema de proyección	UTM ED50 Huso 30
	Longitud	191486 E
	Latitud	4101775 N
	Altura	10 metros
Meteorología Iluminación	/	
	Angulo azimutal solar	120
	Angulo cenital solar	30
	Nubosidad	2
	AOT	No disponible
Sensor	Vapor de agua	No disponible
	Modelo	ASD FieldSpec3
	Fecha de Calibración	2005
	óptica	Fibra óptica
	FOV	25
	Nº de bandas VNIR	512
	Ancho de bandas VNIR	3
	Nº de bandas SWIR	1639
Método de Medida	Ancho de Bandas SWIR	10
	Fecha	20-05-2006
	Hora local	13:00
	Ángulo de observación	0
	Altura sobre la superficie	1
	Magnitud medida	Radiancia
	Material Blanco de referencia	Spectralón
	Diferencia	15
Contacto	Muestreo	Dosel
	Organismo	INTA
	Persona	Marcos Jimenez
Fichero	Correo de contacto	jimenezmm@inta.es
	Formato	Envi sli
	Fecha de creación	11-02-2007
	Número de espectros	10
	Número de canales	2151
	Procesos aplicados	Transformación a reflectancia Media y desviación típica

Lista de Figuras

Figura 1: Organización y objetivos de la tesis

Figura 2: Unidades necesarias para la generación de una cartografía de especies vegetales mediante teledetección hiperespectral aeroportada [adaptado de Kerekes y Baum, 2005].

Figura 3.- Esquema del procedimiento general para la generación de la cartografía del matorral de Doñana mediante el Sistema Hiperespectral Aeroportado INTA-AHS

Figura 4.- Diagrama de flujo para el procedimiento general para la generación de la cartografía del matorral de Doñana mediante el Sistema Hiperespectral Aeroportado INTA-AHS

Figura 5.- Cartografía del recubrimiento de *Erica Scoparia* en el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD

Figura 6.- Cartografía del recubrimiento de *H. halimifolium* en el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD

Figura 7.- Cartografía del recubrimiento de *Rosmarinus officinalis* en el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la RBD

Figura 8: Radiancia espectral

Figura 9.- Esquema del FOV, IFOV y GIFOV de un sensor de teledetección

Figura 10.- curvas espectrales sensor Landsat 7

Figura 11.- Esquema de ganancia y offset

Figura 12.- Componentes Espectro-radiómetro de campo ASD FieldSpec-3 en el Laboratorio del INTA

Figura 13.- Ejemplo de proceso de firmas espectrales de *Cistus Libanotis*

Figura 14.- Características del Sensor Hiperespectral Aeroportado AHS

Figura 15.- Curvas de responsividad espectral del AHS

Figura 16.- Características de la plataforma de teledetección del INTA CASA 212 –200

Figura 17.- Sensor INTA-AHS sobre esfera integradora. Laboratorio de Teledetección del INTA

Figura 18.- Variaciones de los ángulos de aptitud de la plataforma (alaveo, cabeceo y giñada) registrados por el INS durante la adquisición de la pasada P04AD del sensor INTA-AHS

Figura 19. Pantalla Principal software IME Área de Teledetección (INTA)

Figura 1.1.- Concepto de Teledetección Hiperespectral: Imagen adquirida por el sistema hiperespectral aeroportado (INTA-AHS) sobre la Universidad Autónoma de Madrid, 4 de julio de 2008, (En el marco del proyecto ESA DESIREX [9]).

Figura 1.2.- Modos comunes de adquisición para espectrómetros de imagen. a) *Pushbroom*, b) *Whiskbroom*.

Figura 1.3.- Componentes X,Y,Z de una imagen hiperespectral (ejemplo tomado de la Figura 1.1).

Figura 1.4.- Firma de reflectancia espectral de la vegetación. Región del espectro solar [0.4 – 2.5 μ m].

Figura 1.5.- Transmisividad atmosférica en el espectro solar para imágenes aeroportadas a 5km de altura sobre el terreno (curva naranja), y para imágenes desde satélite a más de 100km (curva morada).

Figura 1.6.- Esquema de tipos de distorsiones geométricas producidas durante la adquisición de imágenes aeroportadas. Los cuadros representan la proyección del píxel en el terreno.

Figura 1.7.- Esquema de adquisición de pasadas mediante teledetección aeroportada. Líneas de vuelo con Plano de escaneo del sensor perpendicular al plano solar. Solape lateral entre imágenes.

Figura 2.1.- Esquema del método de muestreo intercepción de línea adaptado a imágenes de teledetección.

Figura 2.2.- Adquisición de firmas de reflectancia espectral de doseles de plantas mediante espectro-radiometría de campo.

Figura 2.3.- Firma de la reflectancia espectral de la vegetación (librería espectral JHU, ENVI).

Figura 2.4.- a) Espectros de absorción de los pigmentos fotosintéticos presentes en las plantas superiores; b) Respuesta espectral de material no fotosintético [Asner, 1998].

Figura 2.5.- a) Cambios en amplitud y forma debidos a LAI [Asner, 1998]; b) Diferencias espectrales en el VNIR debido a la presencia de pigmentos.

Figura 3.1.- Esquemas de los modelos de mezclas espectrales; a) Modelo Lineal; b) Modelo No lineal.

Figura 3.2.- Modelo gaussiano de la PSF para un sensor tipo whiskbroom con 6 m de tamaño de píxel.

Figura 3.3.- Influencia del efecto de adyacencia; a) esquema de los componentes de la radiancia que que llega al sensor [Richter, 2007]; b) radiancia espectral de dos píxeles de una imagen hiperespectral, con y sin efecto de adyacencia [Imagen INTA AHS, ESA DESIREX].

Figura 3.4.- Ventana principal del *software* MESMA para ENVI desarrollada por ViperTools.

Figura 3.5.- Esquema la representación matemática de la matriz de confusión.

Figura 4.1.- Localización geográfica del ecosistema de las Arenas Estabilizadas de la Reserva Biológica de Doñana dentro del Parque Nacional de Doñana.

Figura 4.2.- Índices pluviométricos del Parque Nacional de Doñana [Estación pluviométrica Palacio de Doñana]: a) período 2004/ 2005; b) período 2007 / 2008.

Figura 4.3.- Topografía dunar de las Arenas Estabilizadas de la Reserva Biológica de Doñana; a) Modelo Digital del Terreno; b) Mapa de orientación de pendientes.

Figura 4.4.- Fotografía panorámica del ecosistema de las *Arenas Estabilizadas*.

Figura 4.5.- Esquema de la distribución de los tipos de matorral en la *Arenas Estabilizadas* de la Reserva Biológica de Doñana [Muñoz Reinoso, 1997].

Figura 4.6.- Localización de las parcelas de campo de muestreo de cobertura del matorral en el ecosistema de las *Arenas Estabilizadas* de la Reserva Biológica de Doñana. Localizaciones en amarillo para el recubrimiento y firmas espectrales de plantas. En rojo para mediciones de LAI.

Figura 4.7.- Muestreos de cobertura de especies de matorral en parcelas de campo: a) esquema del método de intercepción de línea para imagen de 6m de píxel; b) Estimación de recubrimiento mediante cinta métrica.

Figura 4.8.- Métodos de situación de cámara fotográfica hemisférica para medición de PAI; a) posición de la cámara y lente hemisférica con respecto a la planta; b) posicionamiento de la cámara.

Figura 4.9.- Toma de firmas de reflectancia espectral para la validación de corrección atmosférica de imágenes. a) agua de laguna Santa Olalla; b) arena de dunas.

Figura 4.10.- Protocolo de toma de firmas de reflectancia espectral mediante espectro-radiometría de campo sobre doseles de plantas para librería espectral de especies vegetales.

Figura 4.11.- Toma de firmas de reflectancia espectral sobre el dosel de especies de matorral.; a) brezo de escobas (*Erica scoparia*); b) sobre jaguarzo (*Halimium halimifolium*).

Figura 4.12.- Firmas espectrales de las especies de matorral de Doñana a nivel de dosel. Firma media en época seca. Se representan con colores verdes las especies esclerófilas, amarillos-rojos especies semi-esclerófilas, azules especies leguminosas. Se representan con trazo continuo las especies de *Monte Blanco*, en trazo punteado las especies de *Monte Negro*, y rayado las especies de *Monte Intermedio*.

Figura 4.13.- Firmas espectrales de individuos de brezo de escobas (*Erica scoparia*); a) firmas de época seca; b) firmas de época húmeda.

Figura 4.14.- Firmas espectrales de las especies de matorral de Doñana a nivel de dosel. Firmas medias en época seca y con el continuo aplicado. Se representan con colores verdes las especies esclerófilas, amarillos-rojos especies semi-esclerófilas, azules especies leguminosas. Se representan con trazo continuo las especies de *Monte Blanco*, en trazo punteado las especies de *Monte Negro*, y rayado las especies de *Monte Intermedio*.

Figura 4.15.- Variabilidad de la respuesta espectral del romero: a) variabilidad PAI de Romero; b) Cuatro fotos de mayor variabilidad de PAI de romero.

Figura 4.16.- Valores del estadístico de la t de Student entre especies dominantes del matorral de Doñana. Comparación del t-valor frente al valor crítico en época seca (azul); y época lluviosa (naranja).

Figura 4.17.- Zonas de mayor separabilidad entre especies de matorral, las zonas están señalizadas con las bandas en rosa. Se representan con colores verdes las especies esclerófilas, amarillos-rojos especies semi-esclerófilas, azules especies leguminosas. Se representan con trazo continuo las especies de *Monte Blanco*, en trazo punteado las especies de *Monte Negro*, y rayado las especies de *Monte Intermedio*.

Figura 4.18.- Valores de similitud espectral obtenidos con los algoritmos SSV y SAM entre especies de matorral de Doñana: sin el continuo aplicado; y con el continuo aplicado.

Figura 4.19.- Variación de la respuesta espectral de las especies dominantes del matorral de Doñana en función del LAI: a) valores de correlación LAI vs reflectancia; b) coeficiente de correlación LAI vs reflectancia.

Figura 5.1.- Líneas de vuelo INTA-AHS de la campañas de imágenes hiperespectrales aeroportadas sobre Doñana en septiembre 2005 (a) y abril 2008 (b).

Figura 5.2.- Cadena de proceso del sistema hiperespectral aeroportado INTA-AHS.

Figura 5.3.- Sub-imagen INTA-AHS con el Mapa Topográfico Nacional en formato vectorial superpuesto.

Figura 5.4.- Radiancias en el sensor aeroportado para especies de matorral. Firma espectral máxima (en rojo), media (en negro) y media (en verde): a) brezo de escobas (*E. scoparia*) ; b) jaguarzo (*H. halimifolium*).

Figura 5.5.- Firmas espectrales de las especies dominantes del matorral de Doñana muestreados con la resolución espectral del sensor INTA-AHS (a), y del sensor HYMAP (b).

Figura 5.6.- Simulaciones de diferentes funciones de la PSF del sistema hiperspectral INTA-AHS (PSF teórica, PSF valor 1, PSF valor 1.2, PSF 1.6) sobre tres píxeles teóricos divididos a su vez en tres partes con distintos casos de coberturas de *Erica scoparia* y *Rosmarinus officinalis*.

Figura 5.7.- a) Valores de NEDL para los canales reflectivos del sensor INTA-AHS: b) Comparación entre los valores de NEDL del sensor INTA-AHS frente a las diferencias mínima y máxima entre la radiancia espectral de especies del matorral de Doñana.

Figura 5.8.- Mosaico de las imágenes INTA-AHS de septiembre de 2005. Zona de *Arenas Estabilizadas* de la Reserva Biológica de Doñana. Pasadas con una resolución espacial de 6.5 m de píxel.

Figura 5.9.- Mosaico de las imágenes INTA-AHS de abril de 2008. Zona de *Arenas Estabilizadas* de la Reserva Biológica de Doñana. Pasadas con una resolución espacial de 6.5 m de píxel.

Figura 5.10.- Residuos obtenidos entre la reflectancia de sistema INTA-AHS y firma de reflectancia espectral de campo. La firma espectral es de arena de duna.

Figura 5.11.- Estimación del error geométrico de la imagen INTA-AHS. Comparación frente a reseñas de la Junta de Andalucía.

Figura 6.1.- Procedimiento de desmezcla espectral aplicado a las imágenes hiperspectrales INTA-AHS para la cartografía de especies de matorral de Doñana.

Figura 6.2.- Imagen INTA-AHS de 4.5 metros de píxel procesada a reflectancia en el terreno georreferenciada.

Figura 6.3.- Firmas espectrales de los tipos de componentes puros aplicados para la desmezcla espectral de la imagen hiperspectral aeroportada INTA-AHS: a) Espectro-radiometría de campo y b) de la imagen AHS septiembre de 2005.

Figura 6.4.- Firmas espectrales de componentes aplicados en el algoritmo MESMA: especies dominantes de matorral, no-fotosintético, arena de duna, a) época seca y b) época húmeda.

Referencias

- Adams, J.B., Smith, M.O., Gillispie, A.R.. 1990. Imaging spectroscopy interpretations based on spectral mixture analysis. *Remote Geochemical Analysis: Elemental and Mineralogical Composition*. Eds. Cambridge, U.K.: Univ. of Cambridge. 145-166.
- Alcaraz-Segura, D., Paruelo, J.M., Cabello, J.. 2006. Current distribution of ecosystem functional types in the Iberian peninsula. *Global Ecology and Biogeography*. 15. 200-210.
- Allier, C.F., González Bernáldez, F., Ramírez Díaz, L.. 1974. Mapa Ecológico de la Reserva Biológica de Doñana. División de Ciencias CSIC. Estación Biológica de Doñana. Sevilla.
- Andrew, M.E., Ustin, S., 2008. The role of environmental context in mapping invasive plants with hyperspectral image data. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 112, N° 12. Pp 4301-4317.
- Antón Pacheco, C. Moreno, M., Gómez, J., Jiménez, M., Mediavilla, C., Gumiel, J.C., Prado, E.. 2005. Contribución al estudio de los humedales del MEL a partir de imágenes AHS. XII Congreso Nacional de Teledetección. Tenerife. Septiembre 2005.
- Asner, G.P., et al. 1998. Sources of variability in plant canopy hyperspectral data in a savanna ecosystem.. Seventh Annual JPL Airborne Earth Workshop. vol1. 23-32.
- Asner, G.P.. 2004. Biophysical Remote Sensing Signatures of Arid and Semiarid Ecosystems.. Manual of Remote Sensing, Volume 4.
- Asner, G.P.. 1998. Biophysical and biochemical sources of variability in canopy reflectance. *Rem.Sens, Env.*, 64. 234-253.
- Asner, G.P., y Lobell, D.B.. 2000. A biogeophysical approach for automated SWIR unmixing of soils and vegetation. *Rem.Sens, Env.*, 74. 99-112.
- Asner, P. G., et al. 2000. Impact of tissue, canopy, and landscape factors on the hyperspectral reflectance variability of arid ecosystems.. *Remote Sens. Environ.*. 74: 69-84.
- Aspinall, J.R.. 2002. Use of logistic regression for validation of maps of the spatial distribution of vegetation species derived from high spatial resolution hyperspectral remotely sensed data. *Ecological Modelling*. 157: 301-312.
- Baeza, S., Paruelo, J.M., Altesor, A. 2006. Caracterización funcional de la vegetación del Uruguay mediante el uso de sensores remotos. *Interciencia*. 31. 382-387.
- Balvanera, P., Cotler, H.. 2007. Los servicios ecosistémicos y la toma de decisiones: retos y perspectivas. *Gaceta Ecológica*. Instituto Nacional de Ecología. México. Número especial 84-85. 117-123.
- Ben Door, E., Goldshleger, N.. 2003. The spectral properties of soil structural crusts in the 1.2 and 2.3 um spectral region.. *Soil Science Society of American Journal*. Vol. 67 N° 1. 289-299.
- Ben-Dor, E., Irons, J.A., Epema, G.. 1999. Soil reflectance. *Manual Remote Sensing*. John Wiley and sons. Vol. 3. 111-189.
- Berk, A. et al. 2000. *Modtran 4 Users Manual*. Air Force Research Laboratory. Hanscom MA..
- Biesemans, J.. 2007. Image processing workflows for airborne remote sensing. *Proc. 5th EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy*. EARSeL, Bruges, Belgium, pp. 8.
- Blackburn, G.A and Steel .1999. Towards the remote sensing of matorral vegetation physiology: relationships between spectral reflectance, pigment and biophysical. *R. S. Environ*. 70.
- Blondel, J. y Aronson, J.. 1999. *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press. New York.
- Boardman, J. W., Kruse, F. A., y Green, R. O., 1995. Mapping target signatures via partial unmixing of AVIRIS data. in *Summaries, Fifth JPL Airborne Earth Science Workshop*, JPL Publication. v. 1, p. 23-26.
- Bojinski, B., Schaepman, M., Schlapfer, D., Itten, K.. 2003. SPECCHIO: a spectrum database for remote sensing applications. *Computers & Geosciences*. 29. 27-38.
- Börner, A., et al. 2001. SENSOR: a tool for the simulation of hyperspectral remote sensing systems. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*. 55. 299-312.
- Breuer, M., Albertz, J.. 2000. Geometric correction of airborne whiskbroom scanner imagery using hybrid auxiliary data. *IAPRS*. Vol. 33.
- Bustamante, J.; Pacios, F.; Díaz-Delgado, R. et al. 2007. Predictive models of turbidity and water depth in the Doñana marshes using Landsat TM and ETM+ images. *J Environ Manag*.
- Cabello, J., Paruelo, J.M.. 2008. La teledetección en estudios ecológicos. *Ecosistemas*. 17(3). 1-3.
- Carabias-Lillo, J., Boness, M., De la Maza, J. Cadena-Gonzalez, R.. 2004. Building capacity to manage protected areas in an era of global change.. En Barber CV, Miller KR, Bones M (eds). IUCN.. 137-168.
- Carter, G.A. Et al. 2005. Indicators of plant species in AVIRIS spectra of a mesic grassland.. *Remote Sensing Environment*. Volume 98, Issues 2-3. 304-316.

- Chabrilat, S., Goetz, A.. 2002. Use of hyperspectral images in the identification and mapping of expansive clay soils and the role of spatial resolution. *Remote Sensing Environment*. Vol. 82, N° 2-3.431-445.
- Chuvieco, E.. 2008. Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio..Tercera edición. Ariel Ciencia.
- Clark, M., Roberts, D., Clark, D.B.. 2003. Hyperspectral discrimination of tropical rain forest tree species at leaf to crown scales. *Remote Sensing of Environment*. 96.375-398.
- Clark, R. N., & Roush, T. L. 1984. Reflectance spectroscopy: Quantitative analysis techniques for remote sensing applications. *Journal of Geophysical Research*. 89(B/7).6329-6340.
- Clark, R. N., Swayze, G. A., Rowan, L. C., Livo, K.E., and Watson, K.,. 1996. Mapping surficial geology, vegetation communities, and environmental materials in our national parks..in Summaries of the 6th Annual JPL Airborne Earth Science Workshop, JPL Pub. 96-4, Vol. 1. AVIRIS Workshop.55-56.
- Cobo García, D., Sanchez Gullon, E., García Murillo, P.. 2002. Flora y Vegetación. Parque Nacional de Doñana. *Esfagnos*.110-174.
- Cochrane, M.A.. 2000. Using vegetation reflectance variability for species level classification of hyperspectral data.. *International Journal of Remote Sensing*. 21(10).2075-2087.
- Costanza, R.. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. Vol 387.253-260
- Cracknell, A.P.. 1998. What's in a Pixel. *International Journal of remote Sensing*.19.2025-2047.
- Custodio, E., et al. 1992. Aportaciones al conocimiento hidrogeológico de los acuíferos del Parque Nacional de Doñana y su entorno. *Hidrogeol. Recurs. Hidrául.*.XVI.
- Dehaan, R. et al. 2007. Discrimination of blackberry (*Rubus fruticosus* sp. agg.) using hyperspectral imagery in Kosciuszko National Park, NSW, Australia. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*.62.13-24.
- Dennison, P.E., and Roberts, D.A.. 2003. The Effects of Vegetation Phenology on Endmember Selection and Species Mapping in Southern California Chaparral. *Remote Sens. Environ*. Vol. 83.123-135.
- Dennison, P.E., Charoensiri, K., Roberts, D.A., Peterson, S.H., and Green, R.O.. 2006. Wildfire temperature and Land Cover Modeling Using Hyperspectral Data. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 100.212-222.
- Di Castri, F. Goodall, D.W. y Specht, R.L. (eds.). 1981. Ecosystems of the world..Voll. 11. Mediterranean-type shrublands..Elsevier, Amsterdam..
- Díaz Barradas M C, Zunzunegui M, Tirado, R., Ain-Lhout, F., García Novo, F.. 1999. Plant functional types and ecosystem function in Mediterranean scrub. *J. Veg. Sc.*10.709-716.
- Díaz, S. y Cabido, M.. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*.16.646-655.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F.S. y Tilman. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology*.4.e277.
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F., Pons, X. and Terradas. 2002. Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires. *Ecology*.83(8).2293-2303.
- Diefenbach, D. R., Mahan, C.. 2002. Setting Realistic Objectives: Vegetation Inventory and Monitoring at Shenandoah National Park. Technical Report NPS/PHSO/NRTR—2002/087. National Park Service. Philadelphia, PA.
- Elvidge, C.D., and Portigal, F.P.. 1990. Change detection in vegetation using 1998 AVIRIS data.. *SPIE imaging spectroscopy of the terrestrial environment*.178-189.
- EUROPARC-España. 2005. Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos. Manual para gestores y técnicos. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid.176.
- Fernández, N., Paruelo, J.M., Delibes, M. 2010. Ecosystem functioning of protected and altered Mediterranean environments: A remote sensing classification in Doñana, Spain. *Remote Sensing of Environment*.114.210-220
- Fernández-Renau, A., Gómez, J.A., de Miguel, E.. 2005. The INTA-AHS system. *Sensors, Systems, and Next-Generation Satellites IX..Proceedings of the SPIE*, Volumen 5978, pp. 471-478. Edited by Meynart, Roland.
- Foody, G.M.. 1999. The continuum of classification fuzziness in thematic mapping. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*.65, 443-451.
- Fyfe, S.K.. 2003. Spatial and temporal variation in spectral reflectance: ¿Are seagrass species spectrally distinct?. *Limnol. Oceanogr.* 48(1, part2), 2003.464-479.
- García-Haro, F. J. Et al. 1996. Linear spectral mixture modeling to estimate vegetation amount from optical spectral data.. *International Journal of Remote Sensing*..17(17).3373-3400.
- Gates, D.M. 1980. Biophysical ecology. Springer-Verlag. New York..
- Gege, P., et al. 2009. Calibration facility for airborne imaging spectrometers. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*.64.387-397.
- Gillespie, A., Rokugawa, S., Matsunaga, T., Cothorn, J.C., Hook, S., Kahle A..1998. A Temperature and Emissivity Separation Algorithm for Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER) Images. *IEEE Trans. Geosci. Remote. Sens.* Vol. 36, N° 4.113-1126.
- Goel, N.S. And Thompson, R.L..2000..A snapshot of canopy reflectance models and a universal model for the radiation regime.. *Remote Sensing Review*.18:197-225.
- Gong, P., Pu, R., Yu, B.. 1997. Conifer species recognition: An exploratory Analysis of In Situ Hyperspectral

Data.Remote Sensing of Environment.62.189-200.

Granados Corona, M., Martín Vicente, A., García Novo, F..1988.Long-Term vegetation changes on the estabilized dunes of Doñana National Park.Vegetatio.75, 73-80.

Gratani, L., Varone, L.. 2004. Adaptive photosynthetic strategies of the Mediterranean maquis species according to their origin. PHOTOSYNTHETICA.42 (4).551-558.

Green, A. A., Berman, M., Switzer, P., and Craig, M. D. 1988. A transformation for ordering multispectral data in terms of image quality with implications for noise removal.Transactions on Geoscience and Remote Sensing.v. 26, no. 1.,65-74.

Green, R.O. Et al. 1998. Imaging Spectroscopy and the Arborne Visible Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS).Remote Sensing Environment.vol.65 n° 3.227-248.

Green, R.O., and Roberts, D.A.. 1995. Vegetation species composition and canopy architecture information expressed in leaf water absorbtion measured in the 1000nm and 2500nm spectral region by an imaging spectrometer..5th annu. JPL Airborne Geoscience Workshop AVIRIS Workshop.vol1 JPL pub 95-1.NASA/JPL 95-98

Hansen, A., Gryskiewicz, D.. 2003. Interactions between Heartland National Parks and Surrounding Land Use Change: Development of Conceptual Models and Indicators for Monitoring.Final Report to the National Park Service Heartland Network.79.

Hellawell, J.M.. 1991. Development of a rationale for monitoring. En: Goldsmith, B. (Editor). 1991. Monitoring for conservation and ecology.Chapman and Hall, London, Glasgow, New York, Tokyo, Melbourne, Madras.

Herrera, C.M.. 1984. Tipos morfológicos en plantas.studia Oecología.5.7-34.

Hockings, M.. 2003. Systems for Assessing the Effectiveness of Management in Protected Areas.BioScience.Vol 53 N° 9.823-832.

Huang, C., Townshen, J.R., Liang, S., Kalluri, S.N., De Fries, R.. 2002. Impact of sensor's point spread function on land cover characterization: assessment and deconvolution.Remote Sensing Environment.Vol 80.203-212

Hubbel, S.P.. 2001. The unifed Neutral theory.Princeton.New York.

Hueni, A., Tuohy, M.. 2006. Spectroradiometer Data Structuring, Pre-Processing and Analysis – an IT Based Approach.Journal Spatial Sience.Vol. 52, No. 2.93-101.

Jacquemoud, S., Bacour, C., Poilve, H., Frangi, J.P.. 2000. Comparison of Four Radiative Transfer Models to Simulate Plant Canopies Reflectance: Direct and Inverse Mode.Remote Sensing Environment.74.471-481.

Jiménez, M., Díaz-Delgado, R., Soriguer, R.C., Fernández-Renau, A., Prado, E.. 2005. Aproximación del AHS a la estimación de la diversidad biológica de las comunidades de matorral de la Rerva Biológica de Doñana..Revista de Teledetección.N°24.95-100.

Jonkheere, I., Fleck, S., Nackaerts, K., Muys, B., Coppin, P., Weiss, M., Baret, F.,. 2004. Review of insitu methods of Leaf Area Index determination. Part I. Theories, sensors and hemispherical photography.Agricultural and Forest Meteorology.121.19-35.

Keeley, J.E.. 1986. Resilience of mediterranean shrub communities to fire. in B. Dell, A. J. M. Hopkins, and B. B. Lamont, editors. Resilience in Mediterranean-type ecosystem..95-112.

Kerekes, J.P., Baum, J.E.. 2005. Full-Spectrum Spectral Imaging System Analytical Model. IEEE Trans. Geosci. Remote. Sens.Vol.43, N°.3.Pp 571-580.

Kerr,T.J., and Ostrovsky,M.. 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. Trends in Ecology and Evolution.Vol.18 N° 6.299-305.

Kokaly, R.F. Et al. 2001.. The effects of temporal sampling and changing spatial scales on the mapping of forest cover in Yellowstone National Park using imaging spectroscopy..In R.O. Green (Ed).Proceedings of the 10th JPL airborne eart workshop.JPL plublications, 02-1, 239-252.

Kruse, F.A. et al. 1993. The Spectral Image Processing System (SIPS) - Interactive Visualization and Analysis of Imaging spectrometer Data.Remote Sensing Environment.Vol 44.145-163

Lewis, M.M.. 2000. Discrimination of arid vegetation composition with resolution CASI imagery..Rangeland J..vol 22.141-167.

Lewis, M.M.. 2004. A strategy for mapping arid vegetation associations with hyperspectral imagery.Proceedings Eleventh Australian Remote Sensing and Photogrammetry Conference.2-6 september 2002, Brisbane, Australia.647-655.

Lewis, M.M.. 2002. Mapping arid vegetation associaion with HyMap imagery.Proceedings International Geoscience and Remote Sensing Synposium.24-28 june 2002, Toronto, Canada.

Lewis,M.M. 2002. Spectral characterisation of Austalian arid zone plants..Canadian Journal of Remote Sesning.28.219-230.

Lillesand, T.M., Kiefer, R.W., Chipman, J.W.. 2008. Remote sensing and image interpretation.John Wiley & Sons, 3ª ed..756 pp.

Loreau, M.. 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances.Oikos.91.3-17.

Lucas, R., Bunting, P., Paterson, M., Chisholm, L.. 2008. Classification of Australian forest communities using aerial photography, CASI and HyMap data.Remote Sensing of Environment.112.2088–2103.

Lucas, R.M., Honzack, M., Curran J.P., Foody, G.M., Milne, R., Brown, T., Amaral, S.. 2000. Mapping the

- regional extent of tropical forest regeneration stages in the Brazilian Legal Amazon using NOAA AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*. Vol 21.2855-2881.
- Ma, Y., Xu, R.. 1998. Study of the biogeochemical effects and Remote Sensing characteristics of gold deposits. *Spie Proceedings*.3502.112-122.
- Magurran, A.E..2004. Measuring biological diversity. Oxford, Blackwell.
- Manzano, M., Custodio, E.,. 2007. Las aguas subterráneas en Doñana y su valor ecológico. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*.15.3.
- Margaris, N.S.. 1981. Adaptive strategies in plants dominating Mediterranean -type ecosystem. *F di castro, et al Mediterranean shrublands*. Elsevier. Nueva York pp 309-315.
- Martin, M.E, and Aber, J.D. 1998. Determining forest species composition using high spectral resolution remote sensing data. *Remote Sensing Environme*.65.249-254.
- Martinez J, Merino O, Martin A. 1998. Belowground structure and production in a Mediterranean sand dune shrub community. *Plant and Soil* 201:209-216.
- Martín-López, B., González, J.A., Díaz, S., Castro, I., García-Llorente, M..2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas*.16(3).69-80.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment).2005. Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. World Resources Institute. Washington, D.C..
- Merino, J. García Novo, F. & Sánchez Díaz..1976. Annual fluctuation of water potential in the xerophytic shrub of the Doñana Biological Reserve (Spain). *Oecol. Plan.*.11:1-11.
- Miao, X. et al. 2006. Estimation of yellow starthistle abundance through CASI-2 hyperspectral imagery linear spectral mixture models. *Remote Sensing Environment*. Volume 101, Issue 3,.329-341.
- Milton, E.J..1987. Principles of field spectroscopy. *International Journal of Remote Sensing*. Vol. 8.1807-1827.
- Milton, E.J., Schaepman, M.E., Anderson, K., Kneubühler, M., Fox, N.. 2008. Progress in field spectroscopy. *Remote Sensing Environment*.
- Montes, C., Borja, F., Bravo, M.A. & Moreira, J.M. 1998. Reconocimiento Biofísico de Espacios Naturales Protegidos. Doñana, Una Aproximación Ecosistémica. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.
- Moreno, J., Menenti, M., Richter, R.. 2002. Assessment of inputs to land surface processes models derived from hyperspectral multiangular data. *Proc. SPIE* 4542.223.
- Moreno, J., Alonso, L.. 2001. Vegetation properties from imaging data acquired at Barrax in 1998, 1999 and 2000. *Daisex. Estec*.197-207.
- Mücher, S., Steinocher, K., Champeaux, J.L., Griguolo, S., Wester, K., Heunks, C., Katwijk, V. Van. 2000. Establishment of a 1- km pan-european land cover database for environmental monitoring. *ISPRS-2000 proceedings*. Amsterdam.
- Mundt, J.T., et al. 2005. Discrimination of hoary cress and determination of its detection limits via hyperspectral image processing and accuracy assessment techniques. *Remote Sensing of Environment*.96.509-517.
- Muñoz Reinoso, J.C.. 1997. Patrón espacio-temporal del matorral de la Reserva Biológica de Doñana y sus relaciones con el acuífero Almonte-Marismas.. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- Muñoz-Reinoso, J.C, García Novo, F.. 2000. Vegetation patterns on the stabilized sands Doñana Biological Research. *Proceedings IAVS Symposium*.162-165.
- Muñoz-Reinoso, J.C.. 2001. Vegetation changes and ground water abstraction in SW Doñana, Spain. *Journal of Hydrology*.242.(197-20).
- Mutanga, M., Skidmore A.K., Prins, H.H.T. 2004. Predicting in situ pasture quality in the Kruger National Park, South Africa, using continuum-removed absorption features. *Remote Sensing of Environment*.89.393-408.
- Nagendra, H, Rocchini, D., Ghate, R., Sharma, B., Pareeth, S..2010. Assessing Plant Diversity in a Dry Tropical Forest: Comparing the Utility of Landsat and Ikonos Satellite Images. *Remote Sens*.2.478-496.
- Naveh, Z. & Whittaker, R.H..1979. Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in northern Israel and other Mediterranean areas. *Vegetatio*.41.171-190.
- Nicodemus, F., Richmond, J., Hsia, J., Ginsberg, I., Limperis, T.. 1982. Geometrical Considerations and Nomenclature for Reflectance. NBS, US Department of Commerce, Washington.
- Oakley, Lisa P. Thomas, and Steven G. Fancy.2003. Guidelines for long-term monitoring protocols. *Wildlife Society Bulletin*. Vol 31 N° 4.1000-1003.
- Okin, G.S., Roberts, D.A.. 2001. Practical limits on hyperspectral vegetation discrimination in arid and semiarid ecosystems. *Remote Sens. Environ.*.77:212-225.
- Okin, W.J. Et al. 1999.. Multiple endmember spectral mixture analysis: endmember choice in an arid shrubland..1999 AVIRIS Workshop, Pasadena CA.323-332.
- Painter, T.H., Dozier, J., Roberts, D.A., Davis, R.E., and Green, R.O.. 2003. Retrieval of Subpixel Snow-covered Area and Grain Size from Imaging Spectrometer Data. *Remote Sens. Environ*. Vol. 85.64-77.
- Parker Williams, A.E., Hunt, E.R.2004. Accuracy assessment for detection of leafy spurge with hyperspectral imagery. *J. Range Manage*.57:106-112.
- Paruelo, J.M.2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas*.17(3).4-22.
- Paruelo, J.M., Piñeiro, G., Oyonarte, C., Alcaraz-Segura, D., Cabello, J., Escribano, P..2006. Temporal and

- spatial patterns of ecosystem functioning in protected arid areas of Southeastern Spain. *Applied Vegetation Science*. 8.93-102.
- Pausas, J.G..1999.Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional types. *Plant Ecology*.140.27-39.
- Peñuelas,J., Filella, I.,1998.Visible and near-infrared reflectance techniques for diagnostic plant physiological status. *Trends in plant science*.4.151-156.
- Pereira HM, Cooper HD.2006.Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecol Evol*.Vol 21 N° 3.123-129.
- Pfitzer, K. Bolhöper, A..2006.A standard design for collecting vegetation reference spectra: Implementation and implication for data sharing. *Journal Spatial Science*.Vol. 52, No. 2.79-92.
- Powell, R., D.A. Roberts, P.E. Dennison and L.L. Hess. 2007. Sub-pixel mapping of urban land cover using multiple endmember spectral mixture analysis: Manaus, Brazil. *Remote Sens. Environ*.Vol 106.253-267.
- PRUG; PND.2005. Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de Doñana.Junta de Andalucía..57.
- Pu, R.; Ge, S.; Kelly, N. M. and Gong, P.. 2003. Spectral absorption features as indicators of water status in coast live oak (*Quercus agrifolia*) leaves. *International Journal of Remote Sensing*.24(9).1799-1810.
- Rahaman, F.A., Gamon, J.A.. 2003. Optimum pixel size for hyperspectral studies of ecosystems function.. *Remote Sens. Environ*.84:192-207.
- Ramírez Díaz, L.. 1973. Estudio ecológico cuantitativo del matorral de la Reserva Biológica de Doñana..Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- Reusen, I. et al. 2007. Towards an improved access to hyperspectral data across europe (Hyressa). *Proceedings 5th EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy*.Brujas, Belgica.1-13.
- Richards, J.A.and Xiuping, J. 1999. *Remote Sensing Digital Image Analysis. An Introduction*..Four Edition.Springer- Verlag.Berlin.
- Richter, R., Bachmann, M., Dorigo, W., Müller, A.. 2006. Influence of the Adjacency Effect on Ground Reflectance Measurements. *IEEE* .Vol 3 N° 4.565-569.
- Rivas-Martinez.S., Costa, M., Catrovielo.S.. 1980. Vegetación de Doñana (Huelva, España).Lazaroa.Vol 2.
- Roberts, D.A., Gardner, M., Church, R., Ustin, S., Scheer, G., and Green, R.O. 1998. Mapping chaparral in the Santa Monica mountains using multiple endmember spectral mixture models. *Remote Sens. Environ*...65:267-279.
- Running, S.W., Thornton, P.E., Nemani, R., Glassy, J.M. 2000. Global terrestrial gross and net primary productivity from the Earth Observing System. In: Sala, O.E., Jackson, R.B., Mooney, H.A. (Eds.). *Methods in Ecosystem Science*. Springer, New York..44-57.
- Sabol, E. D. Et al. 1993. Mapping and monitoring changes in vegetation communities of Jasper Ridge, C.A, using spectral fractions derived from AVIRIS images..4th annual JPL Airborne Geoscience Workshop..vol1.NASA/JPL 157-60.
- Sanders, L.C., Schott, J.R. and Raqueño, R.. 2001. A VNIR/SWIR atmospheric correction algorithm for hyperspectral imagery with adjacency effect. *Remote Sensing Environment*.78.256-263.
- Sandra Díaz*, Joseph Fargione, F. Stuart Chapin III, David Tilman. 2006. Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLoS Biol*.4(8).1300-1305.
- Sax,F.D., and Gaines,S.D..2003.Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution*.ol.18 N° 11.561-566.
- Schaepman-Strub, G., Schaepman, M., Dangel, S., Painter, T., Martonchik, J..2005.The importance of reflectance terminology in imaging spectroscopy. *Proceedings of 4th EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy*. Warsaw..Earsel. Warsaw.17-28.
- Schimper, A.F.W.1898. *Pflanzengeographie auf Physiologischer Grundlage*.G. Fischer.
- Schläpfer, D., Richter, R.2002.Geoatmoferic correction of airborne imaging spectrometry data. Part1. *Proceedings AVIRIS*.
- Schmeller, D.S.. 2008. European species and habitat monitoring: where are we now?. *Biodivers Conserv*.17.3321-3326.
- Schmidt, K.S., Skidmore, A.K.. 2003. Spectral discrimination of vegetation types in coastal wetland. *Remote Sensing of Environment*.85.92-108.
- Schowengerdt R. A. 2007. *Remote Sensing. Models and methods for image processing*..San Diego, California, Elsevier.Third edition.
- Schulze, E.D.1982.Plant life forms and their carbon, water, and nutrient relations.In: *Encyclopedia of Plant Physiology*, New Series. vol. 12B. Springer-Verlag.615-676.
- Siljeström, P., Moreno, A., García-Fernández L., Clemente, L..1994.Diferenciación de unidades edáficas en base imágenes de 1M.Revista de Teledetección.N° 2.
- Silvestry, S., Marani, M., Marani, A.. 2003. Hyperspectral remote sensing of salt marsh vegetation. *Physics and Chemistry of the Earth*.28:15-25.
- Soriguer, R.C.. 2003. Evaluación de la capacidad de carga del monte en el Parque Nacional de Doñana..Publicaciones MMA.
- Sweet, j., Granahan, j., Sharp, M.. 2000. An Objective Standard for Hyperspectral Image Quality. *AVIRIS Workshop*.

- Terradas, J.. 2001. Ecología de la vegetación de la ecofisiología a la dinámica de las comunidades y paisajes. Omega. 703.
- Thenkabaly, P.S., Enclona, E.A., Ashton, M.S., Van de Meer, B.. 2004. Accuracy assessment of hyperspectral waveband performance for vegetation analysis applications. Remote Sensing Environment. Volume 91. 354-376.
- Tompkins, S., Mustard, J.F., Pieters, C.M., Forsyth, D.W.. 1997. Optimization of Endmembers for Spectral Mixture Analysis. Remote Sensing Environment. Vol 59.:472-489.
- Troy, A., Wilson, M.A. 2006. Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. Ecological Economics. 60.435-449
- Turner, W.. 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. TRENDS in Ecology and Evolution. Vol. 18 N° 6. 306-314.
- Underwood, E., Ustin, S., DiPiero, D. 2003. Mapping nonnative plants using hyperspectral imagery. Remote Sensing Environment. 86.150-161.
- Ustin, S., Zarco Tejada, P., Jacquemaud, S., Asner, G.. 2004. Remote Sensing of Environment: State of the Science and New Directions. Remote Sensing for Natural Resources Management and Environmental Monitoring. Manual of Remote Sensing, Volume 4. 679-729.
- Ustin, S.L. et al. 1996. Vegetation mapping on hardwood rangelands in California. International Journal of Remote Sensing. 17.3015-3036.
- Valladares et al. 2004. Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía. En: Valladares, F. (Ed.), Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A. Madrid, España.
- Van der Meer, F.. 2004. Analysis of spectral absorption features in hyperspectral imagery. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation. Vol. 5. 55-68.
- Van der Meer, F., Yang, H., Lang, H.. 2001. Imaging spectroscopy and geological applications. Imaging spectroscopy. Kluwer Academic Publsh. 201-218.
- Vane, G., Goetz, A. F. H.. 1984. Airborne Imaging Spectrometer: A New Tool for Remote Sensing. IEEE Transactions on International Geoscience and Remote Sensing. vol. GE-22. 546-549.
- Verhoef, W., Bach, H.. 2003. Simulation of hyperspectral and directional radiance images using coupled biophysical and atmospheric radiative transfer models. Remote Sensing Environment. 87.23-41.
- Vos, P.; Meelis, E. y Ter Keurs, W.J.. 2000. A framework for the design of ecological monitoring programs as a tool for environmental and nature management. Environmental Monitoring and Assessment. Vol 61. 317-344.
- Watson, D.J.. 1974. Comparative physiological studies in the growth of field crops. Variation in net assimilation rate and leaf area between species and varieties, and within and between years. Ann. Bot. 11.41-76.
- Wessman, C.A.. 1994. Remote Sensing and the estimation of Ecosystem parameters and functions. Imaging Spectrometry- a tool for environmental Observations. J. Hill and J. Megeir, Eds. Kluwer 39-55.
- Westoby, M., y Wright, I.J.. 2006. Land-plant ecology on the basis of functional traits. TRENDS in Ecology and Evolution. Vol 21 N° 5. 261-268.
- Whitaker, R.H.. 1975. Community and Ecosystems. McMillan Publishing.
- Woodall, C., Monleon, V. J.. 2008. Sampling protocol, estimation, and analysis procedures for the down woody materials indicator of the FIA program. General Technical Report NRS-22. USDA Forest Service. Northern Research Station. Newtown Square, 68 pp.
- Zunzunegui, M., Díaz Barradas, M.C., Ain-Lhout, F., Clavijo, A., García Novo, F.. 2005. To live or to survive in Doñana dunes: Adaptive responses of wood species under a Mediterranean climate. Plant and Soil. 273.77-89.
- Zunzunegui, M., Díaz Barradas, M.C., García Novo, F.. 2000. Different phenotypic response of *Halimium halimifolium* in relation to groundwater availability. Plant Ecology. 148.165-174.

Recursos de Internet

- [1] <http://noaasis.noaa.gov/NOAASIS/ml/avhrr.html>
- [2] <http://landsat.gsfc.nasa.gov/>
- [3] <http://www.cnes.fr/web/CNES-en/1417-spot-1-to-5.php>
- [4] <http://modis.gsfc.nasa.gov/>
- [5] <http://earth.esa.int/object/index.cfm?fobjectid=1665>

-
- [6] <http://www.satimagingcorp.com/gallery-ikonos.html>
 - [7] <http://www.digitalglobe.com/index.php/85/QuickBird>
 - [8] http://www.orbital.com/newsinfo/publications/ov3_fact.pdf
 - [9] <http://eo1.gsfc.nasa.gov/Technology/Hyperion.html>
 - [10] <http://earth.esa.int/missions/thirdpartymission/proba.html>
 - [11] <http://www.enmap.org/>
 - [12] http://www.asi.it/en/flash_en/observing/prisma
 - [13] <http://hyspiri.jpl.nasa.gov/>
 - [14] <http://www.uv.es/leo/sparc2004/>
 - [15] <http://www.uv.es/leo/sen2flex/>
 - [16] <http://www2.fz-juelich.de/icg/icg-3/cefles>
 - [17] <http://www.pcigeomatics.com/>
 - [18] <http://www.erdas.com/products/ERDASIMAGINE/ERDASIMAGINE/Details.aspx>
 - [19] <http://www.ittvis.com/ProductServices/ENVI/tabid/119/language/es-ES/Default.aspx>
 - [21] <http://www.eufar.net/>
 - [22] <http://www.hyressa.net/>
 - [23] <http://inspire.jrc.it/proposal/ES.pdf>
 - [24] <http://www.idee.es>
 - [25] <http://www.esri.com/software/arcgis/arcinfo/index.html>
 - [26] <http://www.marm.es>
 - [27] <http://www.ign.es>
 - [28] <http://spatialreference.org/ref/epsg/3034/>
 - [29] <http://knb.ecoinformatics.org/software/eml/>
 - [30] <http://asterweb.jpl.nasa.gov/>
 - [31] <http://www.cstars.ucdavis.edu/classes/hsgrdtutorial.html>
 - [32] <http://www.geogra.uah.es/~espectra/index.html>
 - [33] http://spectranomics.stanford.edu/about_us
 - [34] <http://www.investigacion.cchs.csic.es/espectroradiometria>
 - [35] <http://www.hyper-i-net.com>
 - [36] <http://www.vipertools.org/?q=content/mesma>
 - [37] <http://www.donana.es/donana03.php>
 - [38] <http://www.itres.com>
 - [39] <http://www.hyvista.com>

*CARTOGRAFÍA DE ESPECIES DE MATORRAL DE LA RESERVA BIOLÓGICA DE
DOÑANA MEDIANTE EL SISTEMA HIPERESPECTRAL AEROPORTADO INTA-AHS.
IMPLICACIONES EN EL ESTUDIO Y SEGUIMIENTO DEL MATORRAL DE DOÑANA*

Memoria para optar al grado de Doctor en Ciencias Biológicas (Ecología y Medio Ambiente)
presentada por:

MARCOS JIMÉNEZ MICHAVILA

Mayo, 2011